

Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze
Katedra botaniky



Obnova rostlinných společenstev po odstranění invazního rodu *Reynoutria*

Restoration of plant communities after eradication of invasive
Reynoutria species

Diplomová práce

Marie Mártonová

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D.

Praha 2010

Prohlašuji, že jsem předkládanou práci vypracovala samostatně, s použitím uvedené literatury a informací, na něž v textu odkazuji.

V Praze dne 1. 9. 2010

.....
Marie Mártonová

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem, kteří mi s touto prací jakkoliv pomáhali, ať už radou, činem nebo jen psychickou podporou.

Velký dík patří především mé školitelce Zuzce Münzbergové za všechen čas, který se mnou a s mou diplomovou prací strávila, i když svůj čas musí dělit mezi mnoho studentů. Za původní nápad, bez kterého by tato práce vůbec nevznikla, však děkuji paní Jarmile Sýkorové z Krajského úřadu Libereckého kraje a za pomoc s výběrem lokalit Martinu Modrému (tamtéž) a Květě Morávkové z ČSOP Armillaria.

Za občasnou pomoc v terénu bych chtěla poděkovat svým sestrám Gabče a Verče Mártonovým, i když se jejich pracovní nasazení někdy více podobalo rekreaci :o). Za podnětné připomínky k sepsání práce a čitelnosti textu děkuji kromě Zuzky Münzbergové také Zdeňku Janovskému a Evě Horčíčkové, kteří byli ochotni se mi věnovat i přes své nad hlavu přerůstající povinnosti. Pavlu Mártonovi děkuji za dopilování anglického abstraktu.

Evě Horčíčkové dále děkuji i za obrovskou dávku trpělivosti, protože to se mnou jako moje spolubydlící neměla v posledních dnech před odevzdáním vůbec jednoduché a vyrovnala se s tím výborně. Pepovi Lhotskému jsem vděčná za každý pokus o rozveselení (buť přes Skype) v některých chmurných chvílích, kdy nikdo nebyl nablízku.

Tuto práci bych asi nedokončila bez podpory svých nejbližších, kteří při mně stáli a vždycky stojí nejen v dobrém, ale i v těžších chvílích. Také se mi snažili ukázat, co je v životě opravdu důležité a jaký smysl věci mohou mít. Vím, že jim za to nikdy nebudu moci dostatečně poděkovat, ale chci, aby věděli, že jsem jim za to vděčná.

Obsah

Abstrakt	5
Abstract	5
1 Úvod	6
1.1 Invazní druhy křídlatek v České republice	6
1.1.1 Charakteristika invazních druhů křídlatek	7
1.1.2 Vliv křídlatek na společenstva zasažená jejich invazí	9
1.2 Eradikace křídlatek	10
1.2.1 Zákonné zakotvení nakládání s křídlatkami	10
1.2.2 Likvidace křídlatek v praxi	10
1.3 Obnova rostlinných společenstev po eradikaci křídlatek	11
1.3.1 Faktory potenciálně brzdící obnovu po odstranění křídlatek	12
2 Cíle práce	14
3 Metodika diplomové práce	15
3.1 Studované lokality	15
3.1.1 Světlá pod Ještědem	16
3.1.2 Ztracený potok	16
3.2 Sběr dat o průběhu sekundární sukcese	17
3.2.1 Založení trvalých ploch	17
3.2.2 Obsah semenné banky na plochách ošetřených herbicidem	18
3.3 Vliv křídlatek na změnu živinových poměrů v půdě	19
3.3.1 Půdní analýzy	19
3.3.2 Biologické hodnocení půdních podmínek (bioassay)	20
3.4 Vliv dosévání druhů na průběh sekundární sukcese	21
3.4.1 Výsevový pokus	21
3.4.2 Testy klíčivosti	21
3.5 Zpracování dat	22
3.5.1 Příprava sebraných dat	22
3.5.2 Datové soubory použité při vyhodnocování sebraných informací	23
3.5.3 Statistické vyhodnocení dat	24
4 Výsledky	28
4.1 Průběh obnovy vegetačního krytu na zkoumaných plochách	28
4.2 Vliv dostupné semenné banky a druhů z okolí na obnovu společenstev	35
4.3 Rozdíly v průběhu kolonizace mezi okraji a středy ploch	39
4.4 Změna půdních poměrů	42

4.5 Vliv dosévání druhů na obnovu rostlinných společenstev	45
5 Diskuse	51
5.1 Možné nevýhody vybraných lokalit a použité metodiky	51
5.2 Diskuse výsledků	54
5.2.1 Průběh obnovy vegetačního krytu	54
5.2.2 Druhové složení vegetace	57
5.2.3 Půdní poměry	60
5.2.4 Vliv výsevů	61
5.2.5 Invazní druhy	63
6 Závěr	64
7 Citovaná literatura	66
8 Přílohy	70
8.1 Příloha 1: Přehled vyšetřovaných druhů	70
8.2 Příloha 2: Přehled druhů, které se objevily na sledovaných plochách	71
8.3 Příloha 3: Akumulační křivky druhů obsažených ve čtyřech vzorcích SB	72
8.4 Příloha 4: Podrobné výsledky analýz	74
8.4.1 Podíl fluktuantů a stabilních druhů ze SB i okolí	74
8.4.2 Rozdíly v počtu druhů a jejich pokryvnostech mezi okraji a středy ploch	74
8.4.3 Změna půdních poměrů	76
8.4.4 Vliv dosévání druhů	79

Abstrakt

Rod *Reynoutria* se v České republice řadí mezi vysoce invazní taxony. Jeho eradikaci se proto zabývají různé programy a nejčastěji jsou k hubení používány neselektivní herbicidy založené na bázi glyfosátu. Doposud však není moc známo, jak po zásahu probíhá samovolná obnova domácí vegetace a zda-li je obnovu nutné podpořit dalšími managementovými opatřeními. V předkládané diplomové práci jsem se proto pokusila (i) popsat průběh obnovy vegetace po eradikaci křídlatek, (ii) zhodnotit vliv možných inhibujících faktorů sukcese (glyfosát, alelopatie, živinové poměry změněné v důsledku invaze křídlatek) a (iii) zhodnotit vliv dosévání semen domácích druhů na vznik žádoucích cílových společenstev.

Obnova vegetace byla sledována celkem na 17 plochách v lese a na ruderálním bezlesí v letech 2007 až 2010. Do konce sledování zarostly plochy na bezlesí diverzifikovanou vegetací, sukcese v lese probíhala pozvolněji. Změna živinových poměrů nebyla detekována a rychlost obnovy byla zřejmě nejvíce limitována tím, že nebyla odstraněna odumřelá biomasa křídlatek. Dosévání druhů nebylo pro vývoj vegetace klíčové.

Klíčová slova: *Rynoutria japonica*, *Rynoutria sachalinensis*, *Rynoutria x bohemica*, sekundární sukcese, semenná banka, půdní analýzy, bioassay, dosévání druhů

Abstract

Reynoutria spp. rank among highly invasive taxa in the Czech Republic. Therefore, a considerable effort is focused on its eradication. This is usually done by application of non-selective herbicide based on glyphosate. However, only little is known about the spontaneous recovery of the native vegetation after the eradication, as well as whether the restoration can be facilitated by additional management. In my master thesis I (i) describe the process of restoration after *Reynoutria* spp. eradication, (ii) evaluate the influence of factors which could potentially inhibit the succession (such as glyphosate, allelopathy, changes in soil conditions due to *Reynoutria* spp. invasion), and (iii) evaluate the influence of native-species seed addition on establishment of target plant communities.

The process of vegetation recovery was followed on 17 sites in a forest and in ruderal forest-free area from 2007 to 2010. Over the three years of the study, the sites in the forest-free area were covered by diverse vegetation, secondary succession on sites in a forest progressed more slowly. Any soil changes were detected. The process of succession was limited probably because a dead biomass was left on the sites after the eradication. The seed addition was also not crucial for the restoration of plant communities.

Key words: *Rynoutria japonica*, *Rynoutria sachalinensis*, *Rynoutria x bohemica*, secondary succession, seed bank, soil analyses, bioassay, seed addition

1 Úvod

Eradikace – neboli odstranění – invazních druhů se stává stále důležitější součástí snahy o ochranu a uchování přirozených ekosystémů (Zavaleta et al. 2001). Úspěšný zákrok často vede k návratu domácích druhů a celkové obnově ekosystému (Zavaleta et al. 2001), někdy se však kýžený výsledek nedostaví. Některé invazní druhy totiž dokážou měnit podmínky na stanovišti tak, že jsou pro domácí druhy nepříznivé (např. Callaway et Ridenour 2004, Weidenhamer et Callaway 2010), jindy se mohou projevit nechtěné vedlejší účinky použité eradikační metody, což se stává obzvlášť u velkoplošných likvidačních projektů (Myers et al. 2000). V některých případech jsou vyčištěné plochy kolonizovány jiným invazním druhem dříve, než se zasažené ekosystémy stihnou vrátit do původního stavu (např. Mack et al. 2000, Ranjan 2008). Aby se takovým případům předešlo, měla by být eradikace důkladně promyšlena a zároveň doplněna dalšími kroky, které obnovu ekosystému podpoří (Zavaleta et al. 2001). Zatím není příliš jasné, kolik úsilí je do obnovy nutné vložit (DeMeester et Richter 2010), odhad potřebného úsilí však závisí i na tom, zda-li již invazní druh způsobil nevratné změny ve vazbách jednotlivých organismů mezi sebou či s jejich abiotickým prostředím (cf. Suding et al. 2004). Eradikační projekty představují kromě zdroje různých nesnází také příležitost pochopit principy fungování našich domácích společenstev (Myers et al. 2000) a sukcesních trajektorií, po nichž se společenstva po odstranění invazního druhu vydají.

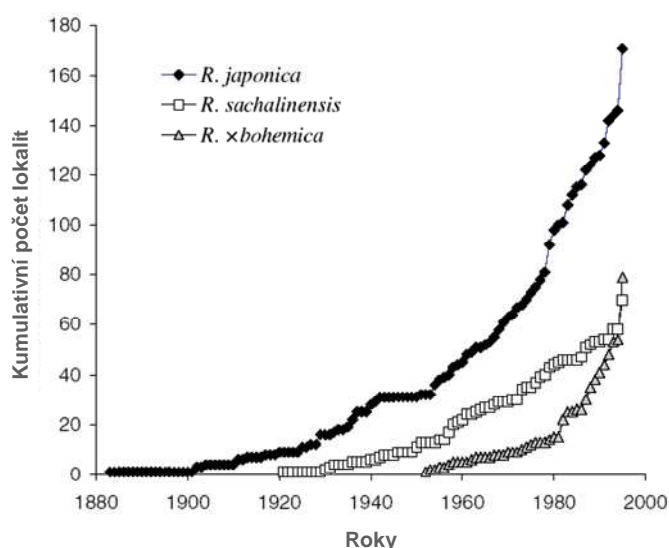
1.1 Invazní druhy křídlatek v České republice

Invazní rostliny tvoří v České republice 6,6 % z celkového počtu všech rostlinných druhů (Pyšek et al 2002). Mezi ty nejnebezpečnější se řadí i některé invazní druhy rodu *Reynoutria* (Bímová et al. 2003). Konkrétně se jedná o **křídlatku japonskou** (*Reynoutria japonica* Houtt., syn. *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene, *Polygonum cuspidatum* Siebold & Zucc.), **křídlatku sachalinskou** (*R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, syn. *F. sachalinensis* (F.Schmidt) Ronse Decraene, *P. sachalinense*) a jejich křížence **křídlatku českou** (*R. x bohémica* Chrtek et Chrtková, syn. *F. x bohémica*, *P. x bohemicum*). Zejména křídlatka japonská je jedním z nejúspěšnějších a také nejproblematictějších nepůvodních druhů v celé Evropě i jinde ve světě. Tento druh byl dokonce zahrnut do seznamu „100 nejhorších invazních druhů světa“ (Lowe et al. 2004). Z tohoto důvodu je také ekologie

křídlatky japonské zdaleka nejprozkoumanější, avšak lze předpokládat, že mnoho zjištěného platí i pro zbývající dva invazní druhy křídlatek.

1.1.1 Charakteristika invazních druhů křídlatek

Rod *Reynoutria* náleží k čeledi *Polygonaceae* (Mandák & Pyšek 2002). Křídlatky japonská a sachalinská jsou původní ve východní Asii, odkud byly v 19. století dovezeny do Evropy jako okrasné rostliny (Bailey & Conolly 2000). Křídlatka česká vznikla až v Evropě zkřížením předchozích dvou druhů a byla popsána českými botaniky Chrtkem a Chrtkovou (1983). Postupem času začaly křídlatky ze zahrad unikat a zplaňovat, až se v druhé polovině 20. století staly rostlinami invazními. V grafu 1 jsou znázorněny kumulativní četnosti lokalit na území ČR, na kterých se křídlatky vyskytovaly od počátku introdukce (Mandák et al. 2004).



Graf 1: Kumulativní četnosti lokalit s výskytem tří druhů rodu *Reynoutria* od počátku introdukce. Hodnoty jsou založeny na herbářových položkách shromážděných z celé České republiky (Mandák et al. 2004, upraveno).

Křídlatky jsou klonální, bylinné, vytrvalé geofyty (Beerling et al. 2004, Aguilera et al. 2010) s rozsáhlými podzemními oddenky (Bímová et al. 2004) i listovou plochou. Vyznačují se rychlým jarním růstem, konečnou výškou až přes 3 m a relativně vysokou produkcí nadzemní biomasy (dokonce i při nedostatku dostupného dusíku, Chiba et Hirose 1993), která je však srovnatelná s některými domácími ruderálními druhy jako např. *Urtica dioica*, *Bromus inermis* nebo *Calamagrostis epigejos* (Horn et Prach 1995). V nepůvodních oblastech se křídlatky rozmnožují převážně vegetativně a jsou schopny velmi dobře regenerovat

i z velmi malých úlomků oddenků a stonků (De Waal 2001, Bímová et al. 2003). Mohou růst na širokém spektru půdních typů (Beerling et al. 2004) a lze předpokládat, že nejsou příliš limitovány ani nadmořskou výškou, protože ve svém původním areálu dokáže křídlatka japonská osídlovat stanoviště až do 2600 m. n. m. (Maruta 1983, 1994).

Kromě výše popsaných vlastností, které křídlatkám umožňují snadno se šířit a být úspěšnými konkurenty, stojí za jejich invazním úspěchem zřejmě ještě další dva znaky: (i) schopnost produkovat alelopatické látky a (ii) pozměňovat živinové poměry v půdě. Ve výtažcích z kořenů křídlatky japonské i sachalinské bylo objeveno několik látek, které mohou mít alelopatické účinky (Inoue et al. 1992, Fan et al. 2010). Zajímavé je, že některé z těchto látek byly přítomny pouze ve vzorcích sebraných v oblasti nepůvodního výskytu, zatímco u vzorků z domácího prostředí chyběly (Fan et al. 2009). Naopak jiné alelopatické látky se vyskytovaly i u vzorků z domácího prostředí (Fan et al. 2010). Je však velmi pravděpodobné, že stejně jako u dalších nepůvodních druhů – např. *Centaurea diffusa* (Callaway et Aschehoug 2000), *Centaurea maculosa* (Thorpe et al. 2009) a *Vaccinium myrtillus* (Mallik et Pellissier 2000) v severní Americe – se alelopatické účinky projevují jen v novém prostředí. Křídlatky také produkují velké množství listového opadu (Beerling et al. 2004), ve kterém jsou alelopatické látky pravděpodobně obsaženy v ještě větším množství než v kořenech (Inoue et al. 1992, Vrchotová et Šerá 2008), a to i několik měsíců po defoliaci (Inoue et al. 1992).

Listový opad křídlatek, stejně jako jejich stonky, se rozkládá velmi pomalu, ale vzniklý půdní A horizont je mocnější než v invazi nezasažených místech (Maurel et al. 2010). Svrchní vrstva půdy je na pohled tmavší (Maurel et al. 2010) a několikrát v ní byl prokázán vyšší obsah fosforu a některých kationtů (Vanderhoeven et al. 2005, Dassonville et al. 2007, Dassonville et al. 2008). Ke zvýšení obsahu minerálních živin dochází zřejmě v důsledku velké produkce biomasy křídlatek a následnému návratu živin do půdy s odumřelou organickou hmotou (Dassonville et al. 2008), případně díky potenciální možnosti čerpat živiny z větších hloubek než jsou schopné domácí druhy (Vanderhoeven et al. 2005, Dassonville et al. 2007). Při bližším studiu pak byl objeven ještě jeden zajímavý trend: množství dostupných živin se zvyšuje na místech, kde byly před invazí zdroje živin ve svrchních vrstvách půdy nízké, a naopak klesá na místech původně živinově velmi bohatých (Dassonville et al. 2007, 2008). Je tedy možné, že stejně jako invaze nepůvodních druhů dokáže způsobovat homogenizaci rostlinných společenstev (Olden et Poff 2003, McKinney 2004), mohou v tomto případě křídlatky způsobovat homogenizaci půdních podmínek (Dassonville et al. 2007, 2008).

1.1.2 Vliv křídlatek na společenstva zasažená jejich invazí

Křídlatky se nejčastěji šíří podél cest, vodních toků a na další, lidskou činností silně ovlivněná, stanoviště (Forman et Kesseli 2003, Beerling et al. 2004, Mandák et al. 2004). Tvoří husté, zapojené porosty, kterými prochází jen velmi málo světla, což znesnadňuje růst domácích druhů (Beerling 2004, Siemens et Blossey 2007). Oddenky křídlatek vypouštějí do půdy různé sekundární metabolity, které snižují dostupnost anorganických iontů pro domácí druhy (Inderjit et Nishimura 1999). Některé sekundární metabolity také prokazují alelopatické vlastnosti a inhibují klíčení a růst semenáčků jiných druhů (Inoue et al. 1992, Fan et al. 2010). Ve skutečnosti to znamená, že v porostech křídlatek dokážou přežívat hlavně jarní geofyty, např. *Ficaria bulbifera*, nebo nitrofilní ruderalní druhy jako *Urtica dioica*, *Geranium robertianum*, *Galium aparine*, *Rubus fruticosus* a *Aegopodium podagraria* (Beerling et al. 2004, Bímová et al. 2004, Dassonville et al. 2007).

Invaze rodu *Reynoutria* redukuje nejen druhovou rozmanitost a pokryvnost rostlin (Bímová et al. 2004, Gerber et al. 2008, Maurel et al. 2010), ale odráží se i ve snížení diverzity živočichů (Gerber et al. 2008). Zvýšení poměru listů křídlatek v příbřežním opadu snižuje kvalitu potravy vodních konzumentů (Lecerf et al. 2007, Urgenson et al. 2009), čímž může být narušena dynamika struktury potravního řetězce detritofágů (Lecerf et al. 2007). Skokani v porostech křídlatek nalézají méně potravy, zřejmě v důsledku snížených stavů populací bezobratlých druhů, které jsou jejich potravou (Maerz et al. 2005). Pokud je v porostech křídlatek skutečně sníženo množství herbivorních bezobratlých živočichů, mohlo by to mít následky také pro populace predátorů z řad bezobratlých i obratlovců (Gerber et al. 2008).

V neposlední řadě způsobují křídlatky řadu škod na lidském majetku (porušují zdi a asfalt svými prorůstajícími výhony), zvyšují nebezpečí záplav, atd. (Child et Wade 2000). Ekonomické aspekty invaze křídlatek v České republice se ve své diplomové práci pokusil shrnout Třešňák (2004). V cílovém území (části toků říček Smědé a Lomnice poblíž Frýdlantu v severních Čechách) však nezjistil, že by křídlatky přímo způsobovaly nějaké ekonomické ztráty (např. invazí na zemědělsky obhospodařovanou půdu, nebo trháním břehů toků svými mohutnými kořenovými systémy). Největší výdaje tam byly spojeny s eradikací křídlatek v přírodní rezervaci Meandry Smědé, kde následkem jejich invaze poklesla druhová diverzita rostlin. Společně s částkami potřebnými na likvidaci v ostatních příbřežních oblastech se výdaje vyšplhaly do řádů statisíců až milionů.

1.2 Eradikace křídlatek

1.2.1 Zákonné zakotvení nakládání s křídlatkami

Invazní druhy jsou řazeny mezi největší zdroje ohrožení biodiverzity a proto stanovení regulace introdukce geograficky nepůvodních vetřeleckých druhů patří mezi základní hmotněprávní a procedurální pravidla ochrany přírody a péče o biodiverzitu (Doležalová 2009). V roce 1992 se i Česká republika svým podpisem zavázala k dodržení Úmluvy o biodiverzitě (Convention on Biological Diversity, přijato v Riu de Janieru 5.6. 1992, web 1). V jednom z bodů se uvádí, že signatářská země „nebude zavádět, bude kontrolovat, nebo vyhubí ty cizí druhy, které ohrožují původní ekosystémy, přirozená stanoviště nebo druhy“.

V roce 2008 byla zrušena vyhláška 330/2004 Sb. (prováděcí právní předpis k zákonu o rostlinolékařské péči 326/2004 Sb.) o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů, v jejíž příloze č. 8 figurovaly na seznamu i křídlatky (*Reynoutria* spp.). V nové vyhlášce 215/2008 Sb. již křídlatky, stejně jako bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), chybí, i když jsou tyto druhy v dokumentu Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky (Ministerstvo životního prostředí 2005, web 2) uvedeny jako nejvýraznější invazní druhy.

Ze strany státu dnes tedy kromě zákona o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb., ve kterém je ustanoveno, že záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody, neexistuje žádné přímé nařízení týkající se nakládání s křídlatkami.

1.2.2 Likvidace křídlatek v praxi

Přes situaci nastíněnou v předchozí kapitole se různé organizace v České republice o odstranění křídlatek ze zasažených biotopů snaží. Vzniklo také několik metodických příruček, jak eradikaci provést co nejlépe – např. Beskydský postup (Šrubař 2007), nebo Metodika likvidace křídlatky (Moravskoslezský kraj 2008, web 3). Doporučuje se buď mechanická (kosení, spásání, vykopávání, pálení), nebo chemická likvidace (aplikace herbicidu postřikem či injekcí). Podle Bímové et al. (2001) je nejúčinnější kombinace obou způsobů likvidace, obzvláště v případě křídlatky japonské. Díky nejlepší schopnosti regenerace je k. česká kontrolovatelná nejhůře, naopak nejlépe odstranitelná je k. sachalinská (Bímová et al. 2001).

V praxi jsou asi nejčastějším způsobem likvidace křídlatek postřiky herbicidem. Dobře se osvědčil 5-6% roztok neselektivního chemického přípravku Roundup Biaktiv, který lze oproti herbicidům Roundup Rapid a Roundup Forte, jež mají ve vodním prostředí dlouhodobé nepříznivé účinky, použít i okolo vodních ploch a toků (Šrubař 2007). Účinná složka Roundupu Biaktiv (výrobce Monsanto Europe S.A., Belgie, web 4) je založena na bázi glyfosátu (N-fosfometyl-glycin), který v rostlině inhibuje syntézu fenolických aminokyselin ze šikimátu (Amrhein et al. 1980, Holländer et Amrhein 1980). Účinnost glyfosátu při eradikaci však není a ani nemůže být stoprocentní (Geiger et Bestman 1990, Bashtanova et al. 2009), proto se postřiky podle potřeby opakují i více let po sobě (K. Morávková, ústní sdělení).

Vzhledem k neselektivitě používaného herbicidu zůstávají po eradikaci křídlatek plochy vyčištěné od veškeré nadzemní bylinné vegetace. Ve většině případů tyto plochy nejsou dále nijak obhospodařovány a tak se na nich otevírá prostor pro rozběhnutí samovolné sekundární sukcese. Zatím však stále zůstává otázkou, zda-li je toto opravdu nejefektivnější, nejlevnější a nejjednodušší metoda jak narušenou funkci invazí zasažených ekosystémů obnovit.

1.3 Obnova rostlinných společenstev po eradikaci křídlatek

Existují dvě možnosti, jak přistupovat k vývoji vegetace na obnovovaných plochách: (i) ponechání volnému vývoji („*self-design approach*“), nebo (ii) tzv. inženýrský přístup („*designer approach*“) (DeMeester et Richter 2010). Zatímco při ponechání ploch volnému vývoji není sukcese ovlivňována a vlastní vynaložené úsilí je minimalizováno (např. Mitsch et Wilson 1996, Mitsch et al. 1998), inženýrský přístup podporuje sukcesí vysetím a pěstováním rostlin tak, aby bylo dosaženo žádoucí skladby vegetace (např. Seabloom et van der Valk 2003). Hlavní výhodou inženýrského přístupu je zajištění přísunu semen, jež by v případě potřeby mohlo pomoci obejít problém s nízkou úspěšností uchycování semenáčků, se kterou se lze při obnově rostlinných společenstev často setkat (např. Holmes 2001). Nevýhodou tohoto přístupu je však množství vynaložené energie, které navíc možná vůbec není nutné. Aby bylo možné správně se rozhodnout, kterým z těchto nastíněných způsobů přistupovat po eradikaci křídlatek k obnově ploch a rostlinných společenstev na nich, potřebujeme nejprve vědět, jakým směrem se ve skutečnosti ubírá jejich spontánní sukcese (cf. Prach et al. 2001).

Sekundární sukcese po odstranění invazního druhu je závislá na klíčivosti druhů uložených v semenné bance a na míře generativního (děšť semen) i vegetativního šíření okolní vegetace (Hulme et Bremner 2006). Půdní semenná banka však už může být změněna samotnou přítomností invazního druhu nebo disturbancemi způsobenými jeho eradikací (DeMeester et Richter 2010). Přetrvávající přítomnost zbylých alelopatických látek a patogenů v půdě (Siemens et Blossey 2007) a případné vedlejší účinky toxických zbytků po chemickém ošetření (Flory et Clay 2009) zase mohou bránit uchycení domácích druhů, i když již byla odstraněna (nadzemní) biomasa invazní rostliny. Návrat domácích druhů do vyčištěného ekosystému závisí na tom, do jaké míry se bude vliv tohoto „dědictví“ („*legacy effects*“) nadále projevovat (cf. Siemens et Blossey 2007).

1.3.1 Faktory potenciálně brzdící obnovu po odstranění křídlatek

Při obnově ekosystémů vyčištěných od křídlatek bude tedy domácí vegetace s největší pravděpodobností také čelit několika, spíše nepříznivým, faktorům. O alelopatických účincích sekundárních metabolitů křídlatek i schopnosti křídlatek pozměňovat živinové poměry v půdě již bylo pojednáno v kapitole 1.1.1 (str. 8). Vzhledem k tomu, že se vlastnosti půdy vyvíjejí relativně dlouhou dobu (Tate 1987 sec. Kourtev et al. 1999), je očekávatelné, že změny způsobené křídlatkou budou přetrvávat ještě nějakou dobu po eradikaci invazního druhu (Kourtev et al. 1999). To platí nejen pro rezidua alelopatických látek (Inoue et al. 1992), ale i pro samotné půdní poměry pozměněné křídlatkami (Dassonville et al. 2007).

Případné přetrvávající vlivy alelopatických látek a půdních změn mohou způsobit nejen inhibici klíčení semen uložených v semenné bance, ale i ztížení uchycení diaspor z okolní vegetace. Dokonce je možné, že mohou napomoci kolonizaci ošetřených ploch jinými nepůvodními druhy (Kourtev et al. 1999). To bylo skutečně pozorováno v okolí vodních toků v povodí řeky Smědé (ve Frýdlantském výběžku), kde byly ošetřené plochy vzápětí obsazeny netýkavkou žláznatou (*Impatiens glandulifera*) (K. Morávková, ústní sdělení).

Dalším faktorem, který by mohl ovlivnit průběh rekolonizace, je použití herbicidu při eradikaci křídlatek. Pokud není herbicid aplikován do stonků injekcí, dochází často k jeho proniknutí do půdy, zvláště když není půda úplně pokryta vegetací nebo po postřiku zaprší (Cornish et Burgin 2005). Ještě po 12 dnech od aplikace nemusí být vstřebána ani polovina aplikovaného množství herbicidu (Schultz et Burnside 1980) a zbytek může být do půdy snadno spláchnut (Cornish et Burgin 2005). Výrobce herbicidu Roundup Biaktiv v údajích

o výrobku (web 4) uvádí poločas rozpadu glyfosátu v půdě v rozmezí 2 až 174 dnů. Glyfosát by se měl zároveň silně vázat na půdu (tamtéž), což by mělo urychlit jeho mineralizaci a rozklad. Feng a Thompson (1990) však detekovali zbytky glyfosátu a aminometyl kyseliny fosforové, prvního metabolitu při rozkladu glyfosátu, ještě po více než 360 dnech. Stenrød a kol. (2006) pozorovali delší poločas rozpadu hlavně po podzimní aplikaci (což je také častá doba eradikace křídlatky), zřejmě kvůli pomalejšímu průběhu mineralizace glyfosátu v půdě během zimních mrazů.

Nerозložený glyfosát může být z půdy zpětně vstřebáván kořeny rostlin (Sprankle et al 1975a, Sprankle et al. 1975b, Penn et Lynch 1982, Cornish et Burgin 2005). Na půdách s nízkou sorpční kapacitou glyfosátu (na něž se naváže jen málo glyfosátu a jeho rozklad tak probíhá pomaleji) tímto způsobem dokáže zapříčinit nežádoucí úhyn rostlin dokonce i aplikace výrobcem doporučených dávek herbicidu (Cornish 1992, Eberbach et Douglas 1993). Fytotoxicita glyfosátu pak může být ještě umocněna přidáním fosforu (cf. Sprankle et al. 1975a). Pokud určité množství nerozloženého glyfosátu skutečně přetrvává v půdě až do další vegetační sezóny, mohlo by ohrozit vývoj nového vegetačního krytu (obzvlášť přežití semenáčků, pokud se nějaké uchyť), a to ještě spíše v tom případě, že invaze kříďlatek opravdu hladinu dostupného fosforu zvýšila.

2 Cíle práce

V předkládané diplomové práci jsem se zaměřila především na popis průběhu obnovy rostlinných společenstev na plochách, na nichž byla odstraněna křídlatka, a to ve dvou rozdílných biotopech – na rudерálním bezlesí a v lužním lese. Zároveň jsem se pokusila zhodnotit vliv křídlatek na změnu množství dostupných živin v půdě a účinek dosévání domácích druhů na obnovu rostlinných společenstev.

Ve své diplomové práci si kladu následující otázky:

- 1) Jak probíhá sekundární sukcese po odstranění křídlatky v lese a na rudерálním bezlesí?
- 2) Do jaké míry je průběh sekundární sukcese ovlivněn dostupností semen ze semenné banky a kolonizací rostlinnými druhy z okolí?
- 3) Liší se průběh kolonizace na okraji a ve středu herbicidem ošetřených ploch?
- 4) Došlo vlivem invaze křídlatek ke změně dostupnosti živin v půdě?
- 5) Urychluje výsev druhů návrat společenstev do původního stavu?

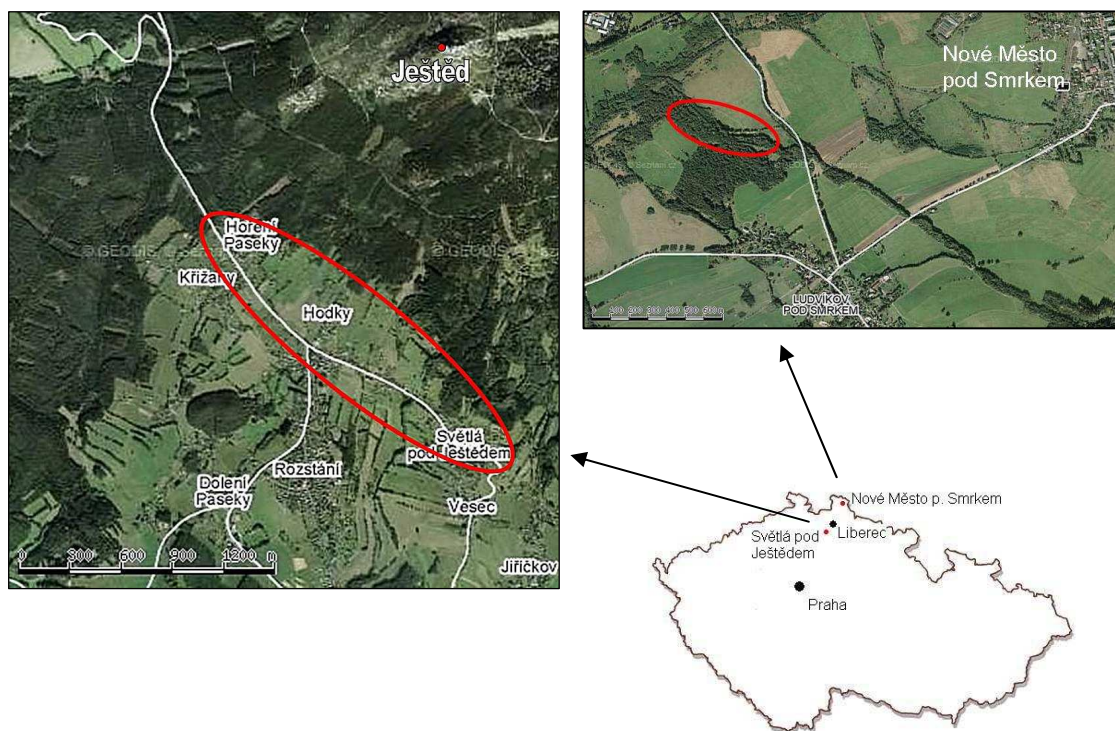
K zodpovězení prvních tří otázek byly v pravidelných časových intervalech zaznamenávány fytocenologické snímky na trvalých plochách vytyčených na dvou lokalitách v různých typech biotopů - v lese a na (většinou) rudерálních stanovištích ve vesnici. Druhové složení bylo statisticky zpracováno pomocí jedno- i mnohorozměrných analýz. Dále byl zjišťován obsah semenné banky a složení vzorků půd odebraných ke stanovení změn množství dostupných živin (otázka 2 a 4). Aby bylo možné ujasnit vliv dosévání druhů na návrat společenstev do původního stavu (otázka 5), byl u části trvalých ploch proveden podzimní výsev několika domácích druhů.

3 Metodika diplomové práce

3.1 Studované lokality

Výzkum sekundární sukcese po odstranění invazního rodu *Reynoutria* probíhal v letech 2007-2010 v okolí města Liberec v severních Čechách. Od roku 2004 zde dochází k více či méně intenzivní likvidaci všech tří invazních druhů křídlatek, organizované v rámci několika projektů pod dohledem Krajského úřadu Libereckého kraje (aktuální projekt viz web 5). Likvidace je prováděna postřiky přibližně 5% roztokem herbicidu značky Roundup Biaktiv, které se opakují zpravidla po dobu dvou (podle potřeby i více) let. Nutnost dalšího ošetření ploch je následně vyhodnocena podle míry zdecimovanosti populace křídlatky a rychlosti vyčerpání její schopnosti obnovovat se po předchozích postřicích. Nadzemní biomasa křídlatek se neodstraňuje a je ponechána k volnému rozkladu, který může trvat i déle než dva roky (osobní pozorování).

Konkrétní lokality pro výzkum byly zvoleny tak, aby na nich byl poslední chemický zásah proveden v létě či na podzim před plánovaným začátkem sledování sekundární sukcese na jaře dalšího roku. Díky tomu bylo sice možné sledovat kolonizaci vyčištěných ploch od úplného počátku, ale výběr vhodných území byl značně omezen. Jako vyhovující se ukázaly dvě lokality – okolí obce Světlá pod Ještědem a okolí Ztraceného potoka v povodí řeky Lomnice u Nového Města pod Smrkem (obr. 1).



Obr. 1: Poloha studovaných lokalit v rámci České republiky (web 6, web 7)

3.1.1 Světlá pod Ještědem

Obec Světlá pod Ještědem se rozkládá na jihozápadním svahu Ještědského hřebenu, v nadmořské výšce 450-620 m n. m. Geomorfologicky se toto území řadí k Ještědskému hřbetu (Demek 1965). Podloží je tvořeno paleozoickými fylity s vložkami kvarcitových rul a krystalických vápenců (Kodym et al. 1967). Převládajícím typem půd jsou pseudogleje a hnědé půdy oglejené (Tomášek 2003). Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 7-8 °C a roční úhrn srážek dosahuje cca 1000 mm (Tolasz 2007). Podle regionálně fytogeografického členění České republiky patří toto území do Českomoravského mezofytika, do fytochorionu Podještědí (č. 53) – konkrétně do podokresu Ploučnické Podještědí (č. 53 b) (Skalický 1988).

V rozmezí dvou kilometrů – na území obecních částí Hoření Paseky, Hodky a Světlá pod Ještědem (viz obr. 1, str. 15 a tabulku 1, str. 17) – se nachází 7 ploch, na kterých byla na konci léta roku 2006 dokončena chemická likvidace druhu *Reynoutria japonica*. Převážně se jedná o ruderalní stanoviště – skládky, bývalé skládky i okraje cest a jejich rozloha se pohybuje přibližně mezi 5 až 100 m². Sběr dat zde byl zahájen na jaře 2007 a ukončen na jaře 2010.

3.1.2 Ztracený potok

Území Ztraceného potoka v povodí Lomnice se rozkládá ve Frýdlantském výběžku blízko Nového Města pod Smrkem v nadmořské výšce 400 m n. m. a geomorfologicky náleží k oblasti Frýdlantské pahorkatiny (Demek 1965). Povrch pokrývají čtvrtohorní spraše a sprašové hlíny (Kodym et al. 1967), na nichž se ve zdejším vlhkém klimatu tvoří illimerizované půdy a illimerizované půdy oglejené (Tomášek 2003). Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 8-9 °C a roční úhrn srážek dosahuje až 1000 mm (Tolasz 2007). Podle regionálně fytogeografického členění České republiky spadá tato oblast do mezofytního fytochorionu Frýdlantská pahorkatina (č. 49) (Skalický 1988).

Ztracený potok protéká převážně lesnatou, místy i obdělávanou kulturní krajinou. V jeho blízkém okolí byly zaznamenány pravděpodobně všechny tři invazní druhy rodu *Reynoutria* (K. Morávková, ústní sdělení). Přesné určení, který druh rostl na které ploše, není známo, ale způsob odstranění se mezi jednotlivými druhy nijak nelišil. Na této lokalitě bylo pro výzkum sekundární sukcese k dispozici 10 vyčištěných ploch. Všechny plochy se nacházejí v rozmezí půl kilometru v rozvolněném listnatém lese (svaz *Alnion incanae*), ve vzdálenosti maximálně 40 m od břehu Ztraceného potoka a jejich velikosti se pohybují

v rozmezí 10-140 m² (viz tabulku 1). Sběr dat na těchto plochách byl zahájen na jaře 2008 a ukončen na jaře 2010.

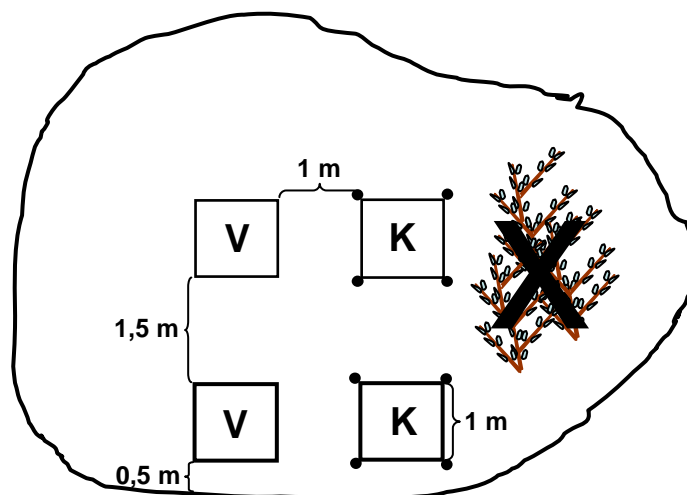
3.2 Sběr dat o průběhu sekundární sukcese

3.2.1 Založení trvalých ploch

Trvalé výzkumné plochy byly založeny v polovině května 2007 (ve Světlé pod Ještědem, resp. 2008 u Ztraceného potoka). Na každé ošetřené ploše byly vytyčeny dva čtverce o velikosti 1 x 1 m ve vzdálenosti 0,5 m od okraje nedotčené vegetace a zároveň přibližně 1 m od sebe (viz obr. 2, str. 18). Jeden ze dvojice čtverců sloužil ke sledování průběhu sekundární sukcese bez ovlivnění jakýmkoliv lidským zásahem (kontrolní – **K**) a druhý čtverec sloužil k osetí v rámci výsevového pokusu (výsevový – **V**, viz kap. 3.4.1, str. 21). Rohy čtverců byly označeny hřebíky, na které byla pro snazší dohledání a orientaci natlučena barevná víčka od PET lahví. Pokud byla herbicidem ošetřená plocha dostatečně velká (minimálně 6 x 8 m), byla na ní vytyčena další dvojice čtverců (středová – **S**), tentokrát ve vzdálenosti 3 m od okraje (seznam ploch se dvěma dvojicemi čtverců je uveden v tabulce 1). Tím bylo umožněno srovnání průběhu sekundární sukcese v závislosti na vzdálenosti od možných zdrojů diaspor z okolní vegetace.

Tabulka 1: Přehled trvalých výzkumných ploch; na plochách se dvěma kódy čtverce, byly založeny dvě dvojice čtverců (celkem se to tedy týká 2 ploch na lokalitě Světlá pod Ještědem a 7 ploch na lokalitě u Ztraceného potoka); souřadnice ploch a nadmořská výška byly změřeny pomocí GPS Garmin Geko 201

Světlá pod Ještědem								
Kód plochy	Kód čtverce	Popis polohy v rámci obce	Souřadnice		Nadm. výška	Rozloha plochy	Počátek sledování	
			N	E				
S-A	1, 2-S	Světlá p. Ještědem, skládka	50°42'43.522"	14°59'21.962"	544 m	100 m ²	2007	
S-B	3	Hodky, vodojem	50°43'13.462"	14°58'34.17"	618 m	6 m ²	2007	
S-C	4	H. Paseky, sloup el. vedení	50°43'10.8"	14°58'6.836"	576 m	15 m ²	2007	
S-D	5, 6-S	H. Paseky, skládka	50°43'24.297"	14°57'5 5.122"	593 m	70 m ²	2007	
S-E	7	H. Paseky, u hl. silnice	50°43'20.98"	14°57'5 7.751"	586 m	5 m ²	2007	
S-F	8	H. Paseky, u vedl. silnice	50°43'22.195"	14°5 8'1.397"	595 m	20 m ²	2007	
S-G	9	H. Paseky, areál koupaliště	50°43'20.851"	14°58'0.557"	590 m	45 m ²	2007	
Ztracený potok								
Kód plochy	Kód čtverce	Vzdálenost od potoka	Biotop	Souřadnice		Nadm. výška	Rozloha plochy	Počátek sledování
				N	E			
NF-A	18, 19-S	30 m	les	50°55'22.7"	15°11'46.2"	416 m	57 m ²	2008
NF-B	20, 21-S	37 m	les	50°55'23"	15°11'45.6"	416 m	53 m ²	2008
NF-C	22, 23-S	4 m	les	50°55'23"	15°11'45"	415 m	65 m ²	2008
NF-D	24, 25-S	1 m	les	50°55'23"	15°11'45"	415 m	60 m ²	2008
NF-E	26, 27-S	7 m	les	50°55'26"	15°11'39.4"	395 m	4 8 m ²	2008
NF-F	30, 31-S	5,5 m	les	50°55'27.5"	15°11'37.3"	396 m	140 m ²	2008
NF-G	32	12 m	les	50°55'27.8"	15°11'37"	396 m	14 m ²	2008
NF-H	33, 34-S	4 m	les	50°55'27.3"	15°11'34.6"	395 m	56 m ²	2008
NF-I	35	33 m	les	50°55'25.7"	15°11'37.2"	404 m	12 m ²	2008
NF-J	36	38 m	les	50°55'23.2"	15°11'44.9"	405 m	16 m ²	2008



Obr. 2: Náčrtek postupu vytyčování trvalých výzkumných ploch a odběru vzorků semenné banky; V – výsevový čtverec, K – kontrolní čtverec, body v rohu kontrolních čtverců označují místa odběru vzorků semenné banky

U všech kontrolních i výsevových čtverců byly dvakrát do roka zapisovány fytocenologické záznamy vegetace, a to v polovině května a poslední týden v srpnu. Každý čtverec byl rozdělen na devět dílčích čtverců ($0,33 \times 0,33$ m) a v každém dílčím čtverci byl zaznamenán dílčí fytocenologický snímek. K odhadu pokryvností jednotlivých druhů v dílčích čtvercích byla použita Braun-Blanquetova 7členná stupnice (viz tabulku 2, str. 23). Celková pokryvnost vegetace ve čtvercích byla zpětně odhadnuta z pořízených dokumentačních fotografií, protože to bylo po první dva roky opomenuto přímo na místě.

Na plochách ve Světlé pod Ještědem bylo zachyceno celkem 7 po sobě jdoucích časových řezů u kontrolních čtverců (4x jarní snímek, 3x letní snímek), ale pouze 5 časových řezů u výsevových čtverců (3x jarní snímek, 2x letní snímek), protože u nich byly první fytocenologické záznamy pořízeny až o rok později (na jaře roku 2008). Na plochách u Ztraceného potoka bylo zachyceno 5 po sobě jdoucích časových řezů (3x jarní snímek, 2x letní snímek) u obou typů čtverců.

3.2.2 Obsah semenné banky na plochách ošetřených herbicidem

Z každého rohu všech kontrolních čtverců byl při zakládání trvalých ploch odebrán vzorek půdy těsně pod vrstvou opadu (viz obr. 2). Odběr byl proveden pomocí Kopeckého válečku o definovaném objemu 100 cm^3 . Všechny vzorky (celkem 26×4) byly rozprostřeny do květináčů na 4 cm silnou vrstvu perlitu. Poté byly ponechány k vyklíčení semen uložených v semenné bance ve sklenících Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích (průměrná teplota

v zimě neklesla pod 10 °C, zálivka podle potřeby, aby byly vzorky vlhké). Přesný počet všech vyklíčených jedinců u každého druhu byl zaznamenáván jednou měsíčně po dobu jednoho a půl roku. Po zapsání byl každý vyklíčený semenáček odstraněn.

3.3 Vliv křídlatek na změnu živinových poměrů v půdě

3.3.1 Půdní analýzy

Odběr a příprava vzorků

V červnu 2008 (tj. 9 měsíců po posledním postřiku herbicidem) byly odebrány vzorky půdy ze všech 10 lesních ploch rozmístěných podél Ztraceného potoka. Na každé ploše byl odebrán směsný vzorek ze tří míst přímo uvnitř plochy vyčištěné herbicidem a poté i ze tří míst v sousedství této plochy, vždy z hloubky 10-15 cm pod povrchem (po odstranění opadu a nadložního humusu). Takto získané vzorky byly vysušeny na vzduchu při laboratorní teplotě. Z vysušených vzorků pak byla proséváním připravena 2mm jemnozem a pro elementární analýzu uhlíku a dusíku i 0,1mm jemnozem. Všechny půdní analýzy byly provedeny v analytické laboratoři Botanického ústavu AV ČR v Průhonicích.

Stanovení aktuálního a výměnného pH v půdách

5–10 ml vzorku připraveného z 2mm jemnozemě bylo extrahováno v rotační třepačce pětinasobným množstvím vyluhovacího roztoku - převařenou deionizovanou vodou pro aktuální pH, resp. 0,1M roztokem KCl pro výměnné pH (Zbírál 1995). Po ustálení byla získaná suspenze měřena při stálém míchání kombinovanou pH elektrodou s teplotní korekcí (WTWSenTix 41).

Elementární analýza C a N

Vysušená umletá 0,1mm jemnozem (navážka 10-30 mg do cínových lodiček) byla automatickým dávkovačem aplikována do spalovací trubice analyzátoru CHN Carlo Erba NC 2500. Zde byl vzorek spálen v proudu čistého kyslíku při teplotě 1020 °C v přítomnosti oxidu chromitého jako katalyzátoru. Oxidy uhlíku a dusíku vzniklé po průchodu spalovací trubicí byly vedeny redukčními trubicemi (Cu, 650 °C) do separačních kolon, kde byla oddělena voda a oxid uhličitý. Jako nosný plyn bylo použito helium. Obsah separovaných plynů byl stanoven vodivostním detektorem, pro vyhodnocení signálu byl použit software Eager 200 fy CE Instruments.

Stanovení výměnných fosforečnanů v půdě

Půdní vzorek 2mm jemnozeme byl extrahován 1M roztokem hydrogenuhličitanu sodného při pH 8,5 s přidavkem aktivního uhlí pro eliminaci zabarvení způsobeného uvolněním huminových kyselin. Stanovení bylo provedeno fotometrickou metodou založenou na reakci fosforečnanů s molybdenanem amonným při použití reakční směsi s kyselinou sírovou, kyselinou askorbovou a vínanem antimonyl-draselným (Olsen et al. 1954). Absorbance vzniklého modrého zabarvení byla měřena spektrometrem Unicam UV-400 při 630 nm.

Analýza draslíku, hořčíku a vápníku

Vzorky 2mm jemnozeme byly extrahovány skupinovým extrakčním činidlem Mehlich II obsahujícím fluorid amonný (pro zvýšení rozpustnosti fosforu vázaného na kovy), chlorid amonný (pro podporu desorpce draslíku, vápníku a hořčíku), kyselinu octovou a kyselinu chlorovodíkovou (k úpravě pH roztoku) (Zbíral 1995). Po extrakci na rotační třepačce byla půdní suspenze zfiltrována přes hustý filtrační papír a čirý roztok analyzován. Obsah vápníku a hořčíku byl stanoven metodou absorpční atomové spektrometrie v prostředí kyseliny sírové a chloridu lanthanitého pro eliminaci vlivu síranů a kovů v extraktu. Obsah draslíku byl stanoven metodou emisní atomové spektrometrie, pro kterou byl použit AAS Spektrometr 9200X Unicam v režimu atomizace v plameni acetylen-vzduch.

3.3.2 Biologické hodnocení půdních podmínek (bioassay)

Spolu s odběrem vzorků na zpracování půdních analýz byly zároveň ze všech 10 lesních ploch z hloubky 10 cm pod vrstvou opadu odebrány i vzorky půdy určené k biologickému ohodnocení půdy (vždy tři vzorky uvnitř ploch vyčištěných od křídlatky a vně těchto ploch – 3 m od okraje). Všechny vzorky (celkem 10 x 6) byly posléze rozprostřeny na vrstvu propařené zeminy do květináčů o velikosti 10 x 10 x 10 cm a zalévány destilovanou vodou. Do každého květináče bylo naseto po deseti semenech ostřice třeslicovité (*Carex brizoides*), objednaných z firmy Planta naturalis (Markvartice u Sobotky, web 8). Tento druh byl vybrán, protože se v blízkosti lokalit hojně vyskytuje. Přibližně po měsíci (na konci července 2008, po 37 dnech) byla zjištěna míra klíčení semen. Přitom byl vybrán největší semenáček, který byl v květináči ponechán a ostatní semenáčky byly vytrhány. U vybraného semenáčku byl změřen počet listů a výška v cm (tj. délka nejdelšího listu, měřeno od země). Následující odečty byly provedeny na konci října 2008 (po 128 dnech), v červnu 2009

(po 363 dnech) a na konci srpna 2009 (po 433 dnech). Kromě výšky a počtu listů byl pak zaznamenáván ještě počet ramet v květináči. Ve druhém roce však již nebylo zřejmé, která rameta je nejpůvodnější, proto byla výška měřena u nejvyšší ramety a počet listů nebyl zaznamenáván vůbec. Po posledním odečtu byl pokus ukončen, rostliny byly vyjmuty z květináčů a zemina z kořenů byla odplavena. Biomasa rostlin byla roztřízena na kořeny, oddenky a nadzemní biomasu a vzorky byly následně sušeny po 3 dny při teplotě 60 °C, aby bylo dosaženo konstantní hmotnosti. Vzorky vyjmuté ze sušičky byly zváženy na analytických vahách.

Celý design experimentu byl bohužel narušen znečištěným osivem, kdy do semen *Carex brizoides* byla přimíšena semena *Carex digitata* (ostřice prstnaté). To vedlo k tomu, že v 11 květináčích ze 60 byly nakonec jedinci této ostřice namísto ostřice třeslicovité.

3.4 Vliv dosévání druhů na průběh sekundární sukcese

3.4.1 Výsevový pokus

Ze 143 fytocenologických snímků z luk v okolí Světlé pod Ještědem a z 80 fytocenologických snímků z lužních lesů v okolí Ztraceného potoka, poskytnutých Českou národní fytocenologickou databází, byly vyhledány domácí druhy, které se v těchto biotopech hojně vyskytují. Konkrétně byly vyhodnoceny údaje o pokryvnostech druhů v získaných snímcích a druhy s největšími pokryvnostmi byly vybrány do seznamu 25 nejhojnějších lučních a 20 nejhojnějších lesních druhů. Semena těchto druhů byla objednána ve firmě Planta Naturalis (viz kap. 3.3.2, str. 20), avšak z vybraných lesních druhů jich bylo dostupných pouze devět (pro přehled vyšetých druhů viz přílohu 1, str. 70). Výsev byl proveden na konci října 2007 ve Světlé pod Ještědem, resp. 2008 na Ztraceném potoce. Z tohoto důvodu bylo u výsevových čtverců zaznamenáno o dva časové řezy méně. Do každého výsevového čtverce bylo vyseto po 0,25 g semen od všech vybraných lučních, resp. lesních druhů. Při následném zaznamenávání fytocenologických snímků byly vyšeté druhy *Poa angustifolia* a *Poa pratensis* z důvodů špatné rozeznatelnosti při malém vzrůstu sloučeny do jedné skupiny *Poa pratensis* agg., takže bylo na plochy ve Světlé pod Ještědem vyseto jakoby pouze 24 druhů.

3.4.2 Testy klíčivosti

U zakoupených semen byla testována jejich klíčivost v laboratorních podmínkách v Botanickém ústavu AV ČR v Průhonicích. Od každého druhu bylo naváženo 4x 0,25 g

semen a jejich počet v každé navážce byl přesně spočítán. Vzorky byly ponechány klíčit na filtračním papíře v Petriho miskách v klimaboxu (12 h světlo při 21 °C, 12 h tma při 15 °C, zálivka 1-2x týdně). Semena byla zalévána pouze destilovanou vodou a počet vyklíčených semen v každé misce byl pravidelně po dvou týdnech zaznamenáván. Vyklíčené semenáčky byly po zaznamenání odstraněny. Vzorky, ve kterých ani po měsíci a půl nic nevyklíčilo, byly umístěny na 1 měsíc do lednice při teplotě 4 °C ke stratifikaci. Pokud ani další měsíc po přenesení zpět do klimaboxu žádné semeno nevyklíčilo, byl vzorek zalit 1 ml kyseliny giberelové (0,05 g kyseliny na 100 ml vody). Stejně ošetření kyselinou giberelovou bylo provedeno i u vzorků, které původně klíčily bez stratifikace, ale po celý měsíc se u nich neobjevilo žádné nové vyklíčené semeno. Pokud semena neklíčila ani další měsíc po zalití kyselinou giberelovou, byla pinzetou prozkoumána jejich tvrdost. Semena, která byla tvrdá (tudíž neshnilá), byla považována za potenciálně živá. Ta pak byla podélně rozříznuta a obarvena roztokem tetrazolia (0,1 g práškového tetrazolia v 99,9 ml destilované vody), aby byla zjištěna jejich metabolická aktivita (Cottrell 1947, Lakon 1949).

3.5 Zpracování dat

3.5.1 Příprava sebraných dat

Fytocenologické snímky

V sebraných fytocenologických snímcích byly všechny pokryvnosti druhů zaznamenané v Braun-Blanquetově sedmičlenné stupnici nahrazeny středními hodnotami procentuálních intervalů, které odpovídají sedmi stupňům Braun-Blanquetovy stupnice pokryvnosti (viz tabulku 2, str. 23). Z devítice dílčích snímků (viz kap. 3.2.1, str. 18) pak byl zprůměrován vždy jeden celkový snímek pro každý čtverec. Zároveň byla ke každému zprůměrovanému snímku doplněna informace o počtu druhů, které se ve čtverci v daném časovém řezu vyskytly, a celkové pokryvnosti vegetace ve čtverci, odhadnuté z fotografií. Pro každý čtverec byly dále na základě fytocenologických snímků vytvořeny druhové soupisy pro jednotlivé roky (spojením výskytu druhů z jarního a podzimního časového řezu příslušného roku).

Ve fytocenologických snímcích a druhových soupisech bylo zjišťováno: (i) které druhy se objevily ze semenné banky (dále SB), nebo z okolí, (ii) které druhy se zároveň vyskytují na seznamu vyšetých druhů a (iii) které druhy mají podle Katalogu zavlečených druhů flóry České republiky (Pyšek et al. 2002) statut invazních rostlin. Ze seznamu invazních rostlin byl vyjmut ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), který je zahrnut

i v seznamu vyšetřovaných druhů a obvykle na něj není pohlíženo jako na nežádoucí druh (alespoň v rámci stanovišť svazu Arrhenatherion).

Tabulka 2: Transformované procentické hodnoty Braun-Blanquetovy stupnice pokryvnosti

Stupeň pokryvnosti (podle Braun-Blanquetovy stupnice)	Střední hodnota intervalu
r (semenáček)	0,1 %
+ (2-3 jedinci)	0,5 %
1 (do 5 %)	3 %
2 (5-25 %)	15 %
3 (25-50 %)	37,5 %
4 (50-75 %)	62,5 %
5 (75-100 %)	87,5 %

Bioassay

Vzhledem ke znečištění osiva semeny druhu *Carex digitata*, bylo v rámci bioassaye vyhodnocováno pouze přežívání (a nikoliv klíčivost) druhu *Carex brizoides* na dvou typech půd (v půdě zasažené a nezasazené invazí křídlatek). Ze vzorků zbylých po vyloučení květináčů bez žijících rostlin a květináčů s druhem *Carex digitata* bylo pro každou lesní plochu náhodně (hodem kostkou) vybráno po jednom vzorku z invazí zasaženého a vedlejšího nezasazeného stanoviště. Pro plochu NF-J (K36) bohužel nebyly k dispozici oba příslušné vzorky, proto byla z analýz vyřazena.

3.5.2 Datové soubory použité při vyhodnocování sebraných informací

Vzhledem k tomu, že výběr vhodných pokusných ploch byl omezený, nebylo možné všechny pokusy a sledování provést na obou lokalitách zcela shodně, a proto bylo k zodpovězení otázek nutné pracovat s různými datovými soubory. (i) Pro celkový popis průběhu obnovy rostlinných společenstev a zkoumání podílu SB ve druzích kolonizujících plochy byly použity informace ze 7 okrajových kontrolních čtverců ze 7 ruderálních ploch ve Světlé pod Ještědem a z 10 okrajových kontrolních čtverců z 10 lesních ploch u Ztraceného potoka. (ii) Rozdíly v průběhu kolonizace mezi okrajovými a středovými plochami byly vyhodnocovány pouze v kontrolních čtvercích na 7 dostatečně velkých lesních plochách. (iii) Změny půdních podmínek byly testovány na vzorcích odebraných z 10 ploch u Ztraceného potoka, rozdíly v přežívání *Carex brizoides* však byly z důvodů vysvětlených výše testovány pouze na vzorcích z 9 těchto ploch. (iv) Vliv dosévání druhů na obnovu rostlinných společenstev byl zjišťován z informací ze 7 okrajových kontrolních a výsevových

čtverců ve Světlé pod Ještědem a z 10 okrajových kontrolních a výsevových čtverců u Ztraceného potoka, ale až od druhého roku sledování ploch. Použití různých datových souborů je shrnuto v tabulce 3.

Tabulka 3: Přehled datových souborů použitých pro zodpovězení otázek této DP; K – kontrolní čtverec, V – výsevový čtverec

	Světlá pod Ještědem	Ztracený potok
Popis průběhu sek. sukcese (ot. 1)	7 okrajových K	10 okrajových K
Vliv SB na průběh sek. sukcese (ot. 2)	7 okrajových K	10 okrajových K
Rozdíly mezi okraji a středy ploch (ot. 3)	-	okrajové a středové K ze 7 ploch
Půdní chemické analýzy (ot. 4)	-	10 ploch
Přežívání <i>Carex brizoides</i> (ot. 4)	-	9 ploch
Vliv dosévání druhů (ot. 5)	7 okrajových V a K (od 2. r.)	10 okrajových V a K (od 2. r.)

Připravená data použitá v analýzách

(i) Pro mnohorozměrné analýzy a zobrazení pokryvností invazních druhů (otázka 1) byly využity fytocenologické snímky s pokryvnostmi druhů zprůměrovanými z devíti dílčích čtverců. (ii) U zjišťování podílu SB na průběh obnovy společenstev (otázka 2) byly použity druhové soupisy pro jednotlivé roky. Vzhledem k tomu, že byl vyhodnocován i poměr druhů, které se na plochách objeví a pak už tam nadále stabilně zůstávají, domnívám se, že by byl výsledek při použití časových řezů zkreslen tím, že se na jaře ještě neobjeví podzimní druhy a naopak. To však platí hlavně pro plochy ve Světlé pod Ještědem, na lesních plochách u Ztraceného potoka se nejvíce druhů objevilo vždy na jaře a na podzim nové druhy nepřibývaly, spíše ubývaly ty jarní (osobní pozorování). Z tohoto důvodu jsem si při zkoumání vlivu SB dovolila v některých výpočtech, které mají nastítnit trend obměny druhů na plochách, počítat jaro 2010 na lesních plochách jako celý rok 2010. V grafech je pak tento „rok“ označen otazníkem (2010?). (iii) Pro všechny ostatní analýzy a grafická znázornění byly opět použity zprůměrované fytocenologické snímky, ale důležitá byla jen informace o druzích a celkové pokryvnosti čtverců.

3.5.3 Statistické vyhodnocení dat

Veškeré grafické znázornění i statistické analýzy sebraných dat byly provedeny v programech Canoco for Windows 4.5 (ter Braak 1988; mnohorozměrné analýzy), Microsoft Excel 2003 (grafy vývoje podílů SB) a R 2.8.1 (vývojářský tým R 2008; jednorozměrné analýzy). V programu R byla použita základní doporučená sestava knihoven, pouze k vytvoření akumulačních křivek byla přidána knihovna Vegan 1.15-3 (Oksanen et al. 2009).

Jednorozměrné analýzy

Pro testování rozdílů mezi středy a okraji ploch, v naměřených půdních charakteristikách, některých závislých proměnných v rámci bioassaye a vlivu dosévání druhů byla použita analýza variance (ANOVA) dvou typů:

- 1) split-plot ANOVA se dvěma hierarchickými úrovněmi – na hladině ploch nebyla testována žádná proměnná, na nižší hladině (v rámci ploch) byla vysvětlující proměnná testována vždy v rámci jednotlivých dvojic čtverců na jednotlivých plochách; pro přehled všech testovaných proměnných viz tabulku 4
- 2) split-plot ANOVA se třemi hierarchickými úrovněmi – na hladině jednotlivých ploch opět nebyla testována žádná proměnná, na střední hladině byla testována vysvětlující proměnná čas proti interakci plocha x čas a na nejnižší hladině pak byly testovány vysvětlující proměnné na úrovni čtverců s různým ošetřením v rámci jedné plochy; pro přehled všech testovaných proměnných viz tabulku 5 (str. 26)

Splnění předpokladů použitých testů metod bylo ověřováno pomocí regresních diagnostických grafů, a to především ověřování normality rozložení residuálů, homogenity variance ve vztahu k odhadované střední hodnotě a váha jednotlivých pozorování. V případě nenormality rozložení reziduálů či zejména nehomogenity variance byla provedena logaritmická transformace závislé proměnné a validita nově vzniklého modelu opět ověřena podle stejného postupu. Kvůli nenormálnímu rozdělení dat, malé variabilitě, nebo malému počtu datových bodů nebyly testovány rozdíly ve výsevech a kontrolách na plochách u Ztraceného potoka a pokryvnost vyšetých druhů ve Světlé pod Ještědem.

Tabulka 4: Přehled vysvětlujících a závislých proměnných testovaných metodou split-plot ANOVA s dvouhladinovým uspořádáním dat; df – stupně volnosti

	Vysvětlující proměnná	Závislá proměnná	Df	Reziduální df
Okraj x střed	pozice na ploše vždy v jednom časovém řezu (příp. v kumulativních časových řezích)	počet druhů	1	6
		pokryvnost	1	6
		kumulativní počet druhů	1	6
Půdní charakteristiky	typ půdy	naměřené hodnoty sušiny, pH a prvků	1	9
Bioassay	typ půdy	hmotnost biomasy	1	8
		výška <i>Carex brizoides</i>	1	8
		počet ramet <i>Carex brizoides</i>	1	8
Výsev x kontrola (V x K)	typ ošetření vždy v jednom časovém řezu	podíl vyšetých druhů	1	6
		celkový počet druhů	1	6
		celková pokryvnost vegetace	1	6

Tabulka 5: Přehled závislých a vysvětlujících proměnných testovaných metodou split-plot ANOVA s tříhladinovým uspořádáním dat; nejvyšší hladinu vždy tvořily jednotlivé plochy se 6 stupni volnosti; df – stupně volnosti

	Závislá proměnná	Vysvětlující proměnná	Df	Reziduální df
Okraj x střed	počet druhů	čas	4	24
		pozice na ploše	1	30
		pozice na ploše x čas	4	30
	pokryvnost	čas	4	24
		pozice na ploše	1	30
		pozice na ploše x čas	4	30
Výsev x kontrola (V x K)	podíl vysetých druhů	čas	4	24
		ošetření	1	30
		ošetření x čas	4	30
	počet vysetých druhů	čas	4	24
		ošetření	1	30
		ošetření x čas	4	30
	celkový počet druhů	čas	4	24
		ošetření	1	30
		ošetření x čas	4	30
	celková pokryvnost	čas	4	24
		ošetření	1	30
		ošetření x čas	4	30

Z důvodu omezeného počtu hodnot, kterých nabývaly testované proměnné, byly k testování rozdílů v počtu listů u *Carex brizoides* a počtu vysetých druhů ve výsevech a kontrolách na plochách ve Světlé v jednotlivých časových řezech místo metody split-plot ANOVA použity zobecněné lineární modely (GLM) odpovídající rodiny. Ve všech analýzách identita plochy tvořila kovariátu o n-1 stupních volnosti. GLM byly použity i v případě změn podílu stabilních druhů ze SB i okolí v čase. Pro přehled všech testovaných proměnných viz tabulku 6. Splnění předpokladů modelů bylo opět ověřováno na základě regresních diagnostických grafů. V případě přílišné váhy jednotlivých pozorování (Cookova vzdálenost > 1; Crawley 2007) byl vytvořen model bez těchto pozorování a byla zkoumána jeho kvalitativní shoda (signifikance a znaménka koeficientů) s modelem obsahujícím všechna pozorování.

Tabulka 6: Přehled závislých a vysvětlujících proměnných testovaných metodou zobecněných lineárních modelů (GLM); df – stupně volnosti

	Rodina	Závislá proměnná	Vysvětlující proměnná	Df	Reziduální df
SB a druhy z okolí	binomická	podíl SB ku všem druhům	plocha	6	14
			čas	1	13
			plocha x čas	6	7
		podíl fluktuujících druhů ku všem druhům	plocha	6	14
			čas	1	13
			plocha x čas	6	7
		podíl fluktuujících druhů z okolí ku všem druhům z okolí	plocha	6	14
			čas	1	13
			plocha x čas	6	7
Bioassay	Poissonovská	počet listů	plocha	8	9
			typ půdy	1	8
V x K	binomická	počet vysetých druhů	plocha	6	7
			ošetření	1	6

Mnohorozměrné analýzy

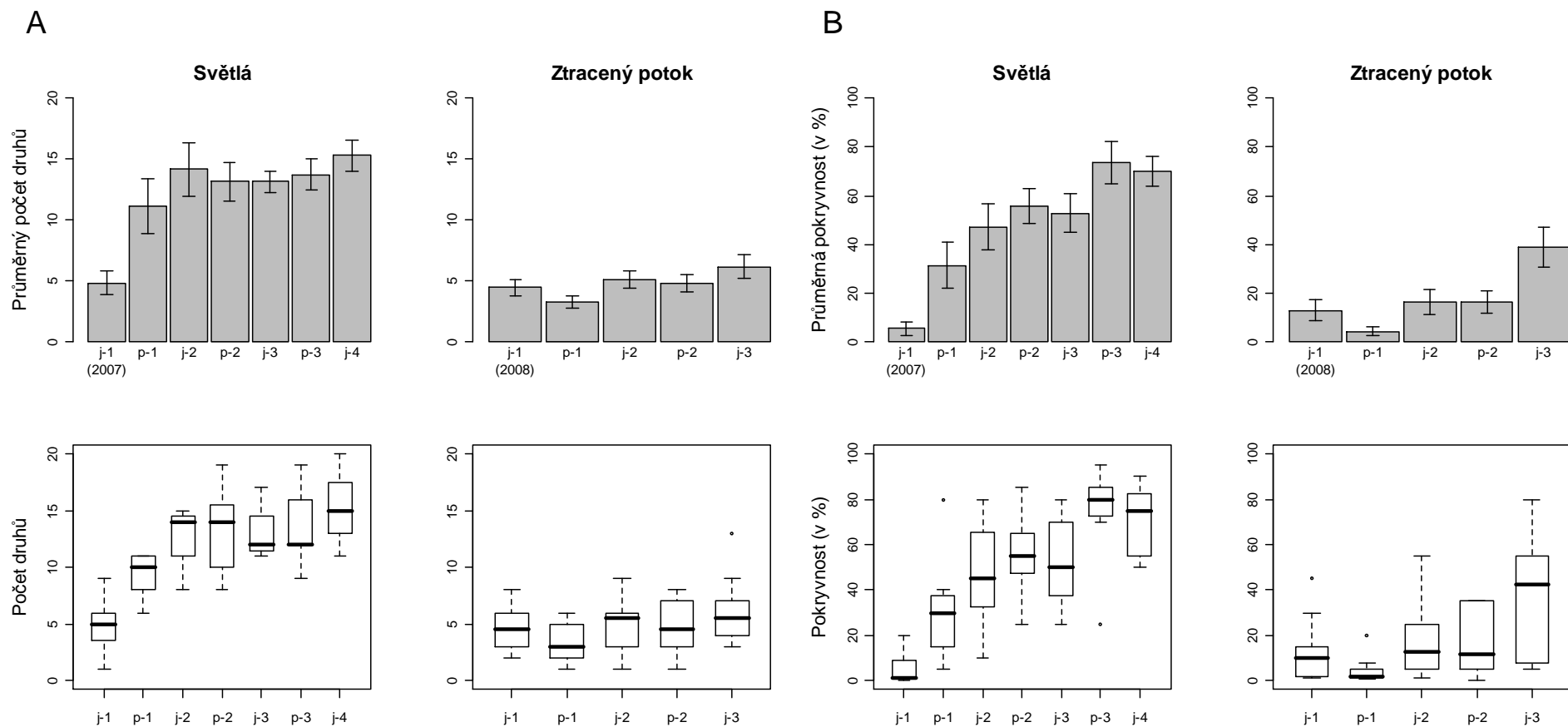
Ke zjištění hlavních gradientů v druhovém složení byla, stejně jako pro znázornění vývoje ploch v čase („*timeseries*“), použita detrendovaná korespondenční analýza (DCA, délka gradientu byla > 4). Kanonickou korespondenční analýzou (CCA) byl testován vliv času - lineárně kódované časové řezy, kovariátami byly binárně kódované plochy a roční období (jaro x podzim), počet permutací byl zvolen jako 4999. Jednotlivé bloky byly definovány plochami a v rámci bloků byly časové řezy permutovány metodou lineárního transektu. Při všech mnohorozměrných analýzách byla provedena odmocninová transformace pokryvností druhů a snížena váha vzácných druhů („*rare species downweighting*“).

4 Výsledky

4.1 Průběh obnovy vegetačního krytu na zkoumaných plochách

Na 7 plochách ve Světlé pod Ještědem (dále jen Světlá) se za celou dobu sledování objevilo celkem 85 druhů (viz přílohu 2, str. 71). Průměrné hodnoty počtu druhů (\pm SE) na ploše v jednotlivých časových řezech narůstaly od $4,9 \pm 1,0$ na jaře 2007 (prvního roku) až do $15,3 \pm 1,3$ na jaře 2010 (čtvrtého roku). Zpočátku rostly tyto hodnoty velmi rychle (viz graf 2, str. 29), avšak od jara 2008 se již příliš neměnily a ve většině případů pak zřejmě docházelo spíše k obměně druhů, jak napovídají akumulací křivky počtu druhů (viz graf 3A, str. 30), na nichž je vidět, že v každém časovém řezu přibývaly na plochách stále další nové druhy. Na jedné ploše (S-B, tj. K3) však došlo k vysycení nově přichozích druhů již ve druhém roce. Průměrná pokryvnost vegetace ve čtvercích rostla pomaleji a méně skokově (od $5,7 \pm 2,8$ % na jaře 2007 do $73,6 \pm 8,6$ % na podzim 2009). Během druhého a na začátku třetího roku se jednotlivé plochy v pokryvnostech velmi lišily, ale na konci třetího roku už se tento rozdíl zmenšil.

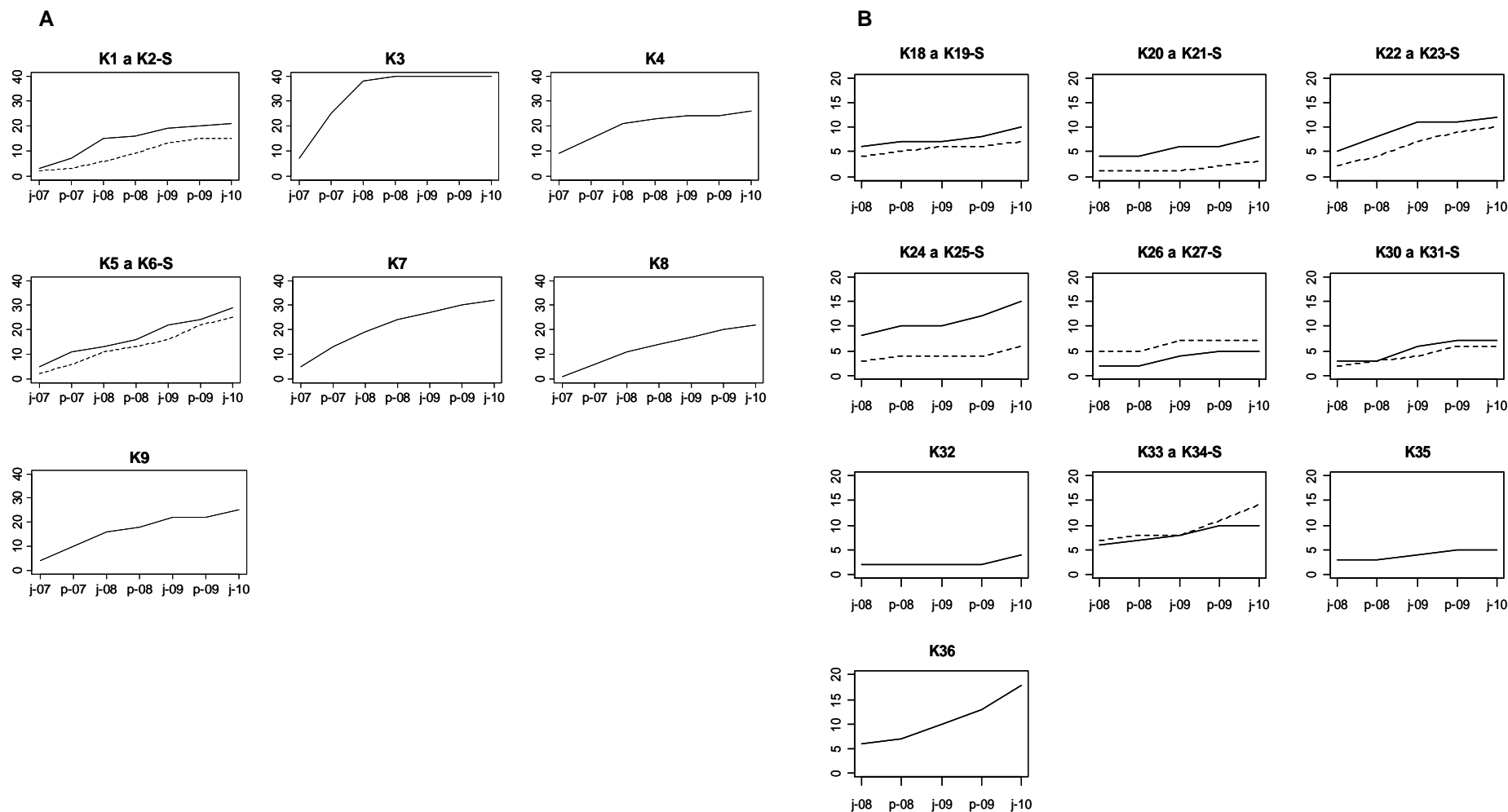
U Ztraceného potoka se na 10 lesních plochách vyskytlo celkem 34 druhů (viz přílohu 2, str. 71) a 9 z nich byly dřeviny, nejčastěji ve formě semenáčků. Průměrné počty druhů byly stejně jako průměrné pokryvnosti vegetace podle očekávání nižší než na bezlesí ve Světlé (viz graf 2, str. 29). Jejich hodnoty se však pohybovaly pouze v rozmezí od $3,3 \pm 0,5$ na podzim 2008 (prvního roku) do $6,2 \pm 1,0$ na jaře 2010 (třetího roku) (pro průměrné počty druhů) a od $4,5 \pm 1,9$ % na podzim 2008 do $38,9 \pm 8,2$ % na jaře 2010 (pro pokryvnosti). V nárůstu počtu druhů není vidět žádný příliš jasný trend, snad jen velmi malé zvyšování průměrného počtu druhů během každého jara. Rostlinné druhy se na plochách příliš neobměňovaly, akumulací křivky (viz graf 3B, str. 30) jsou více ploché než ve Světlé a často (hlavně v podzimních časových řezech) dokonce nepřibyl žádný nový druh. Průměrná pokryvnost vegetace na plochách na podzim prvního roku sledování prudce poklesla a naopak prudce vzrostla na jaře 2010, avšak rozdíly mezi jednotlivými plochami byly značné.



Graf 2: Změna průměrných počtů druhů a jejich pokryvností (\pm SE) na obou lokalitách během všech sledovaných časových řezů, krabicové diagramy znázorňují rozptyly průměrovaných hodnot na sledovaných plochách; j – jarní záznam, p – podzimní záznam; rok v závorce udává počátek sledování ploch; u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehlé hodnoty

A – počet druhů

B – pokryvnost

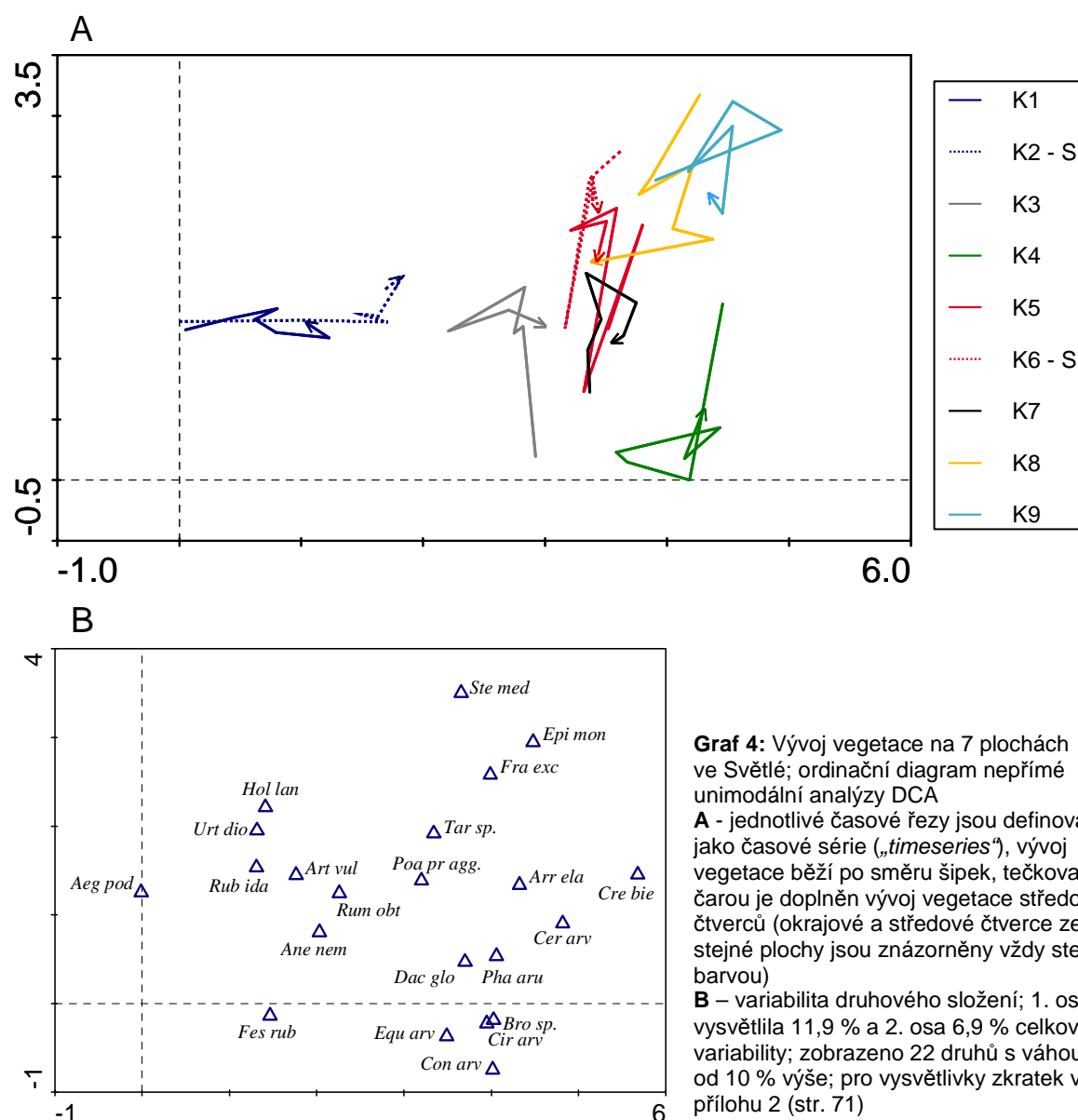


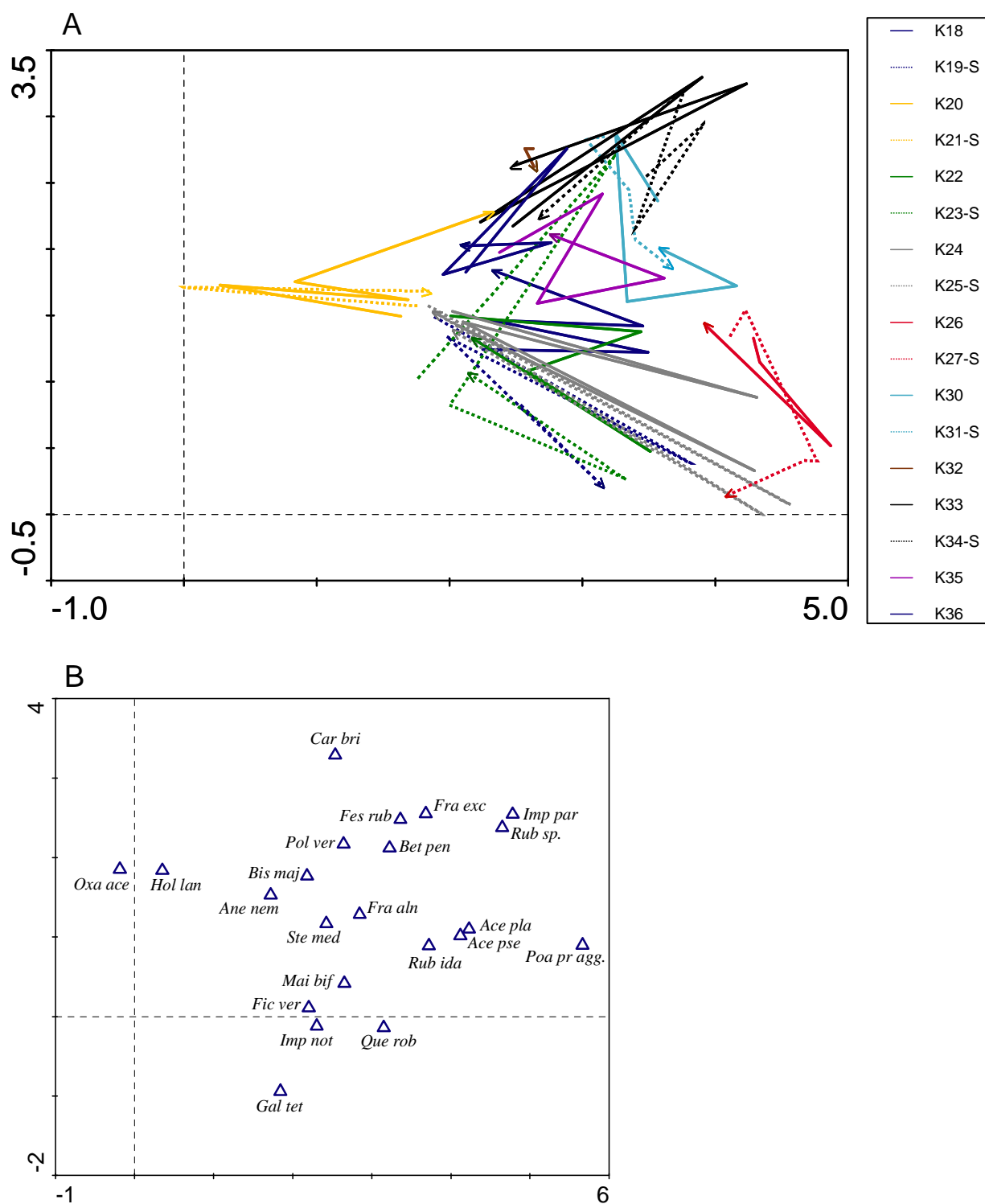
Graf 3: Kumulativní počty druhů objevivších se během sledovaných časových řezů; tečkovanou čarou jsou pro srovnání doplněny akumulativní křivky středových kontrolních čtverců; j – jarní záznam, p – podzimní záznam

A - Kumulativní počty druhů na 7 plochách ve Světlé

B - Kumulativní počty druhů na 10 plochách u Ztraceného potoka

Celkový vývoj vegetace na plochách v čase je znázorněn v grafech 4 a 5 (str. 32), vliv času však byl průkazný pouze pro plochy ve Světlé ($p = 0,0002$) (viz graf 6, str. 33). Nejprve se objevovaly jednoleté plevely (*Polygonum arenastrum*, *Chenopodium polyspermum*, *Stachys sylvatica*), později je začaly nahrazovat travinné druhy (*Poa pratensis* agg. a *Dactylis glomerata*) a kompetičně silné vytrvalé ruderalní druhy (*Urtica dioica*). Vzrostl také podíl vytrvalých druhů typicky zarůstajících disturbance (*Ranunculus repens*, *Hypericum maculatum*). Výsledky nepřímých unimodálních analýz dále ukazují, že variabilita složení vegetace na plochách ve Světlé je v průběhu času velká, avšak heterogenita zvolených ploch se jeví jako výraznější faktor formující rostlinná společenstva, což lze doložit tím, že časové trajektorie mnoha ploch se nekříží s ostatními. Na Ztraceném potoce se naopak variabilita druhového složení vegetace výrazně více měnila v čase než mezi jednotlivými plochami.

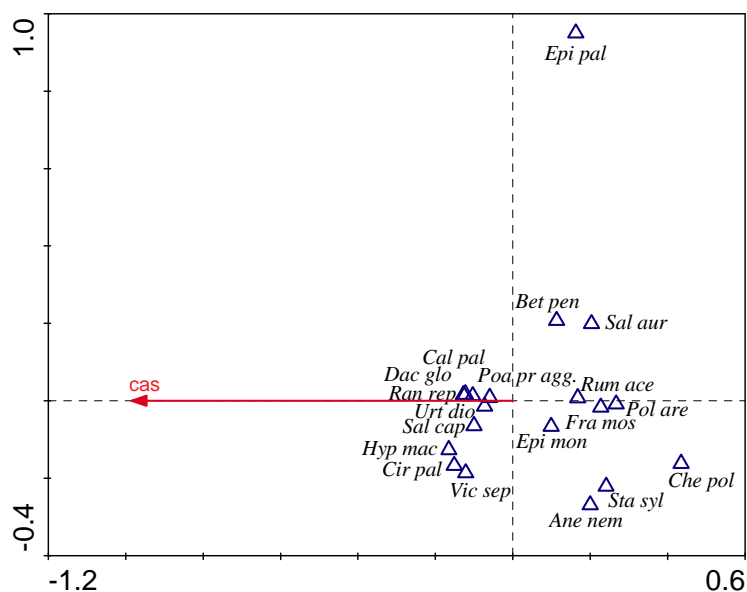




Graf 5: Vývoj vegetace na 10 plochách u Ztraceného potoka; ordinační diagram nepřímé unimodální analýzy DCA

A - jednotlivé časové řady jsou definované jako časové série („timeseries“), vývoj vegetace běží po směru šipek, tečkovanou čarou je doplněn vývoj vegetace středových čtverců (okrajové a středové čtverce ze stejné plochy jsou znázorněny vždy stejnou barvou)

B – variabilita druhového složení; 1. osa vysvětlila 12,9 % a 2. osa 8,3 % celkové variability; zobrazeno 22 druhů s váhou od 1 % výše; pro vysvětlivky zkratk viz přílohu 2 (str. 71)



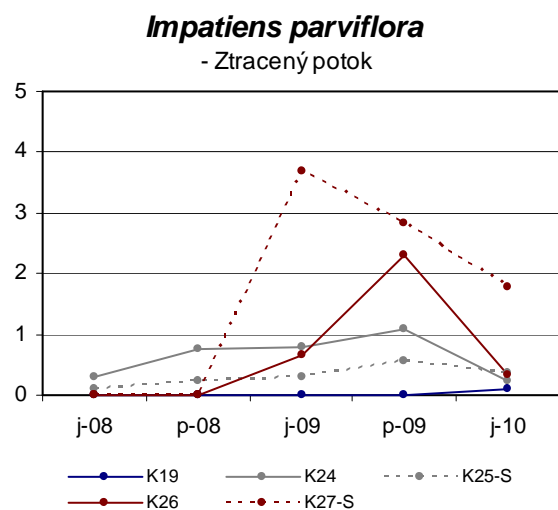
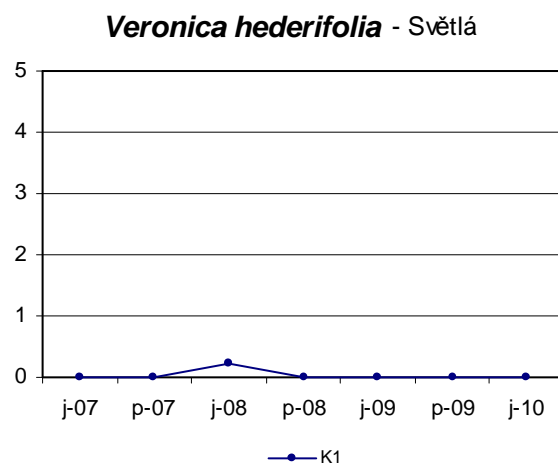
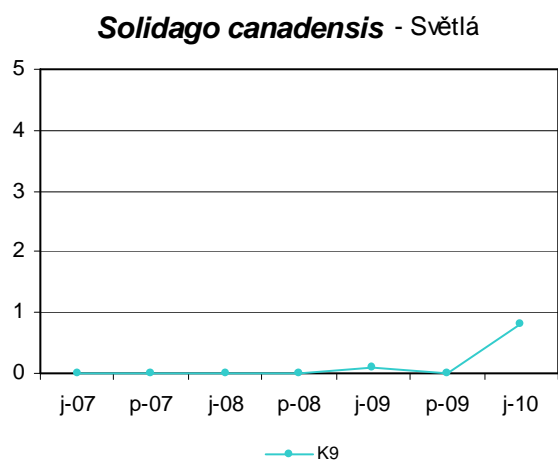
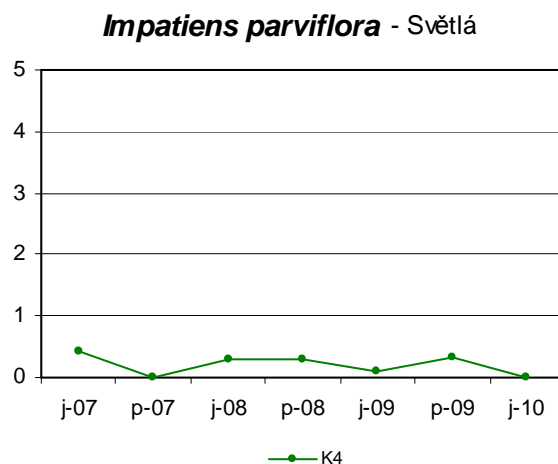
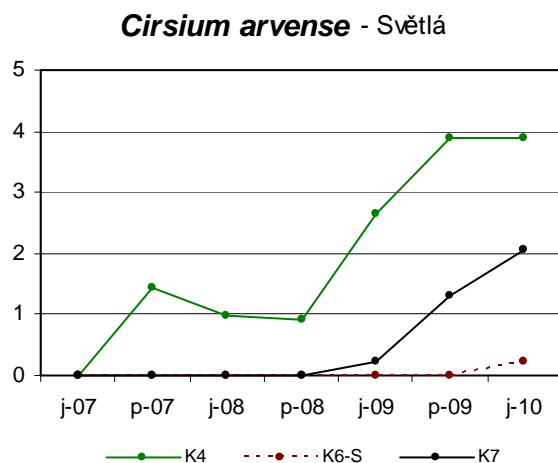
Graf 6: Ordinační diagram přímé unimodální analýzy CCA pro 7 ploch ve Světlé pod Ještědem; vysvětlující proměnná „čas“ vysvětlila 3,9 % celkové variability, $p = 0,0002$; vyfiltrováno 19 druhů, s největším procentem vysvětlené variability proměnnou čas (od 7 % výše); pro vysvětlivky zkratk viz přílohu 2 (str. 71)

Invazní rostliny

Z hlediska obnovy vegetačního krytu je zajímavá také otázka, zda-li jsou plochy vyčištěné od jednoho invazního druhu kolonizovány jinými invazními rostlinami. Ve Světlé se objevily v průběhu celé doby sledování celkem 4 invazní druhy na 5 plochách (viz graf 7, str. 34). Konkrétně se jednalo o druhy: pcháč oset (*Cirsium arvense*; invazní archeofyt), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*; invazní neofyt), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*; invazní neofyt) a rozrazil břechťanolistý (*Veronica hederifolia*; invazní archeofyt).

Nejvíce by mohl ohrožovat osídlení ploch domácími druhy pcháč, který se postupně objevoval na stále více plochách a zároveň zvyšoval svou pokryvnost. Na jedné ploše také začala nastupovat invaze zlatobýlu a je velmi pravděpodobné, že alespoň na této ploše bude nadále postupovat. Pokryvnost netýkavky malokvěté zatím oscilovala na minimálních hodnotách (<1 %) a rozrazil břechťanolistý již zmizel docela.

U Ztraceného potoka se z invazních druhů objevila pouze netýkavka malokvětá, a to na 3 plochách (viz graf 7, str. 34). Její pokryvnost i počet osídlených ploch v průběhu času mírně narůstaly. Na jaře 2010 však pokryvnost netýkavky velmi rapidně poklesla, ačkoliv se jinak v tomto období na plochách u Ztraceného potoka průměrná pokryvnost druhů hodně zvýšila.



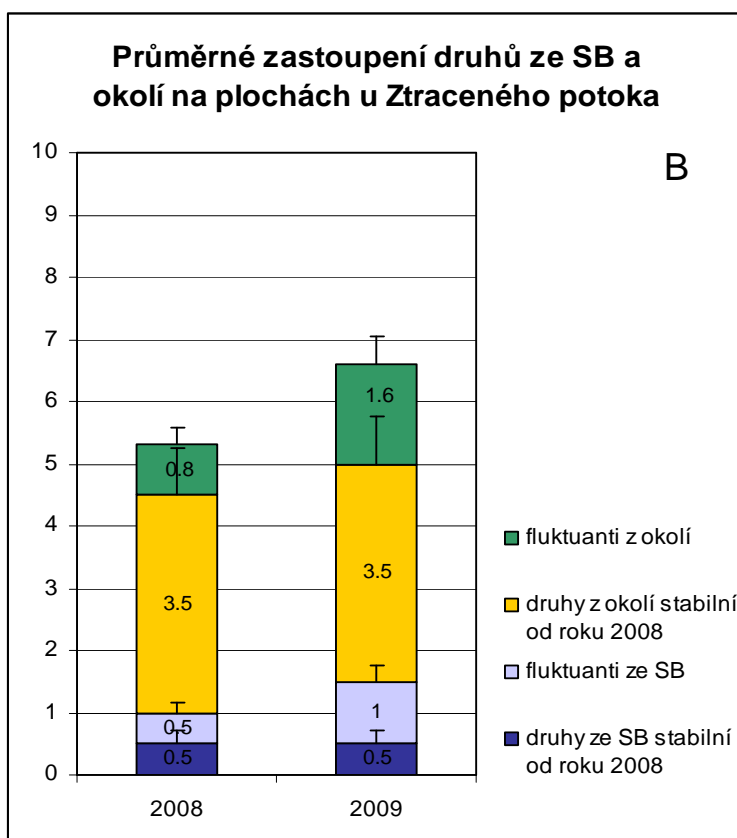
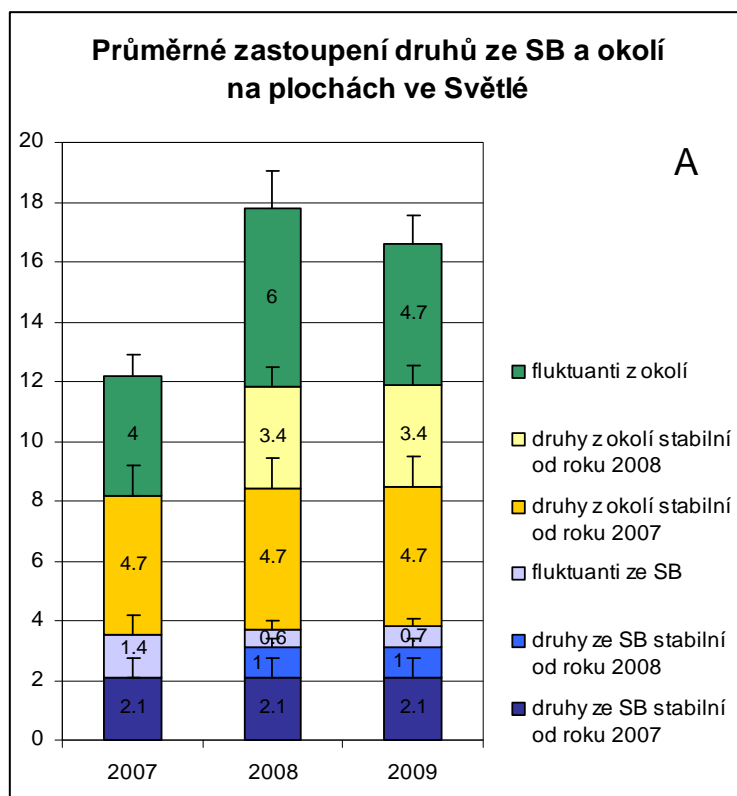
Graf 7: Nárůst pokryvností jednotlivých invazních druhů na obou lokalitách v průběhu celé doby sledování sekundární sukcese; osa y - pokryvnosti druhů (pokryvnosti jsou odmocněny, aby byl zachytitelný i minimální nárůst); barevné označení jednotlivých ploch odpovídá barvám použitým v grafech 4 a 5 (str. 31 a 32); j – jarní záznam, p – podzimní záznam

4.2 Vliv dostupné semenné banky a druhů z okolí na obnovu společenstev

Ze 4 odebraných vzorků semenné banky (dále SB) z každé plochy ve Světlé ve skleníku vyklíčilo průměrně $15,0 \pm 1,6$ druhů. Z příslušných 15 druhů se pak na každé ploše ve Světlé v průběhu sledování sekundární sukcese (celé roky 2007-2009) objevilo průměrně $5,1 \pm 0,9$ druhů (tj. průměrně $33,6 \pm 2,9$ % druhů obsažených v SB). Z těchto objevivších se druhů ze SB, jakož i z druhů kolonizujících plochy z okolí, byly vybrány ty, které se na plochách vyskytovaly stabilně od roku 2007 (případně až od roku 2008). Ostatní druhy byly považovány za fluktuanty. Nejtypičtější stabilní druhy ze SB byly *Epilobium montanum*, *Poa pratensis* agg., *Urtica dioica* a *Stellaria media* (vyskytovaly se alespoň na čtyřech plochách). Nejtypičtější stabilní druhy z okolí zastoupenými od roku 2007 byly *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Rubus idaeus*, *Fraxinus excelsior* a *Equisetum arvense* (výskyt alespoň na třech plochách). Stabilní druhy z roku 2008 pak už byly na každé ploše úplně jiné – za všechny *Holcus lanatus*, *Festuca rubra* a *Vicia cracca*.

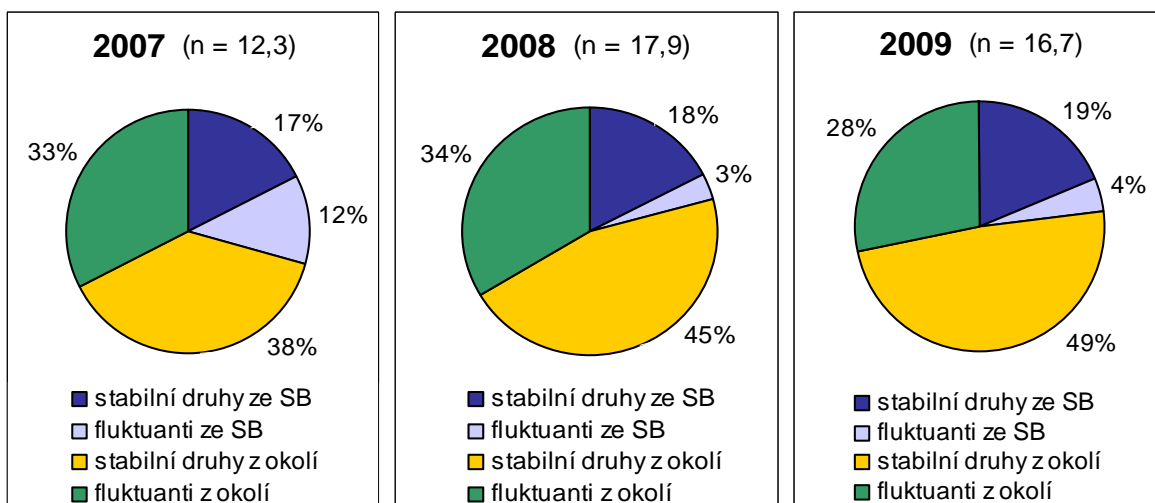
Na plochách u Ztraceného potoka se objevilo během sledování průběhu sekundární sukcese (celé roky 2008 a 2009) průměrně $2,0 \pm 0,4$ druhů ze semenné banky. To bylo zároveň $28,9 \pm 5,7$ % z průměrného počtu druhů ($7,4 \pm 0,6$), které vyklíčily ze 4 odebraných vzorků SB na každé ploše. I na těchto lesních plochách se stejně jako ve Světlé objevovaly některé druhy, které tam stabilně přetrvaly po celou dobu sledování. Ze SB zůstaly stabilní po oba roky např. *Betula pendula* a *Carex brizoides* (obě se vyskytovaly alespoň na šesti plochách), z okolí pak hlavně druhy *Anemone nemorosa*, *Acer platanoides* a *Acer pseudoplatanus* (stabilní výskyt také alespoň na šesti plochách).

Průměrné poměrné zastoupení výše zmíněných skupin stabilních a fluktuujících druhů ze SB i okolí v jednotlivých letech je znázorněno v grafech 8 a 9 (str. 36 a 37). Na ruderálním bezlesí ve Světlé byl celkový podíl SB největší v prvním roce (2007) (29 %) a v dalších letech poklesl (na 21 % ve druhém roce a 23 % ve třetím roce). Podíl stabilních druhů ze SB však stejně jako podíl stabilních druhů z okolí v jednotlivých letech mírně (i když nesignifikantně, pro podrobnosti analýz viz přílohu 4, kap. 8.4.1, str. 74) stoupal. Na konci třetího roku tvořily stabilní druhy již přibližně 2/3 (68 %) celého druhového složení na ploše. Na lesních plochách podíl stabilních druhů ve druhém roce (2009) naopak klesl a vzrostl celkový podíl druhů ze SB (z 18 % na 23 %). Tento vývoj ale nebylo možné kvůli příliš malému počtu datových bodů testovat.

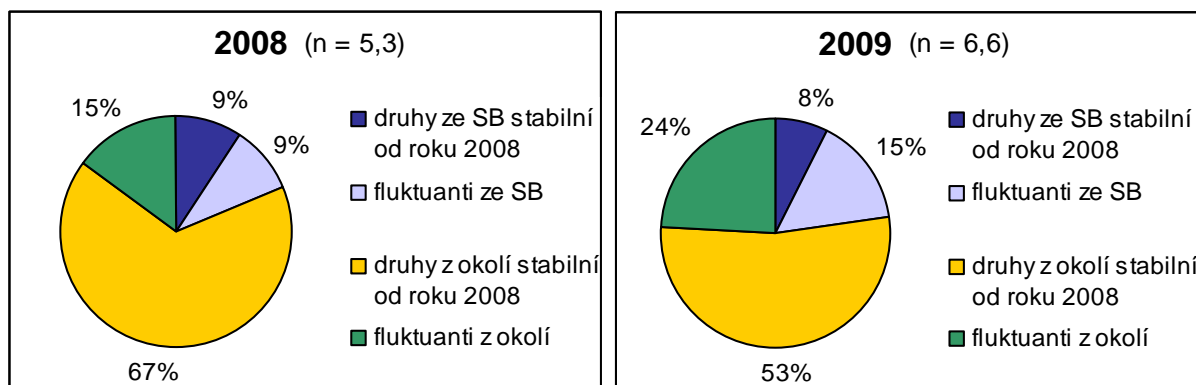


Graf 8: Průměrné počty druhů (+ SE) zastoupené v jednotlivých skupinách druhů ze SB i okolí
A – 7 ploch ve Světlé pod Ještědem; 3 celé roky sledování
B – 10 ploch u Ztraceného potoka; 2 celé roky sledování

A



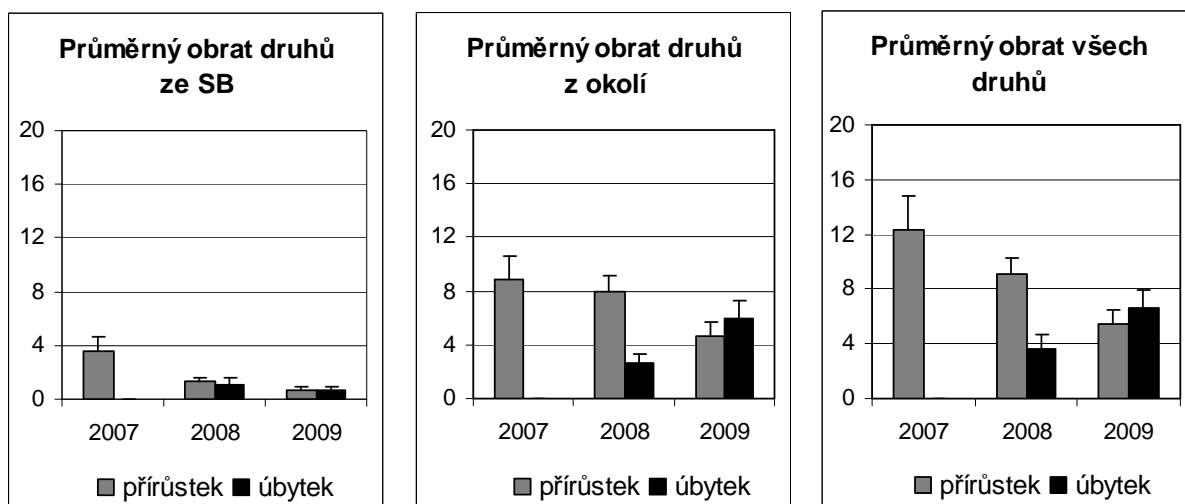
B



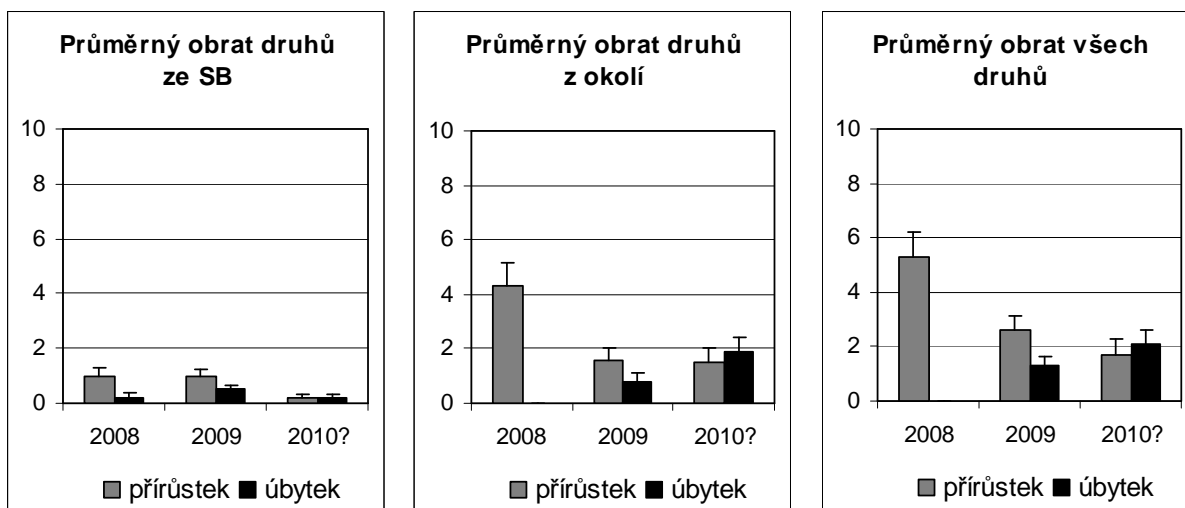
Graf 9: Změna procentického podílu zastoupení stabilních a fluktuujících druhů ze SB i okolí v jednotlivých letech;
 n – průměrný počet druhů na ploše v daném roce
A – 7 ploch ve Světlé pod Ještědem; 3 celé roky sledování
B – 10 ploch u Ztraceného potoka; 2 celé roky sledování

Průměrný obrat druhů na plochách v jednotlivých letech (týká se nově přichozích druhů, ať už se stanou stabilními nebo ne, a hlavně pak fluktuujících druhů) má na plochách ve Světlé i u Ztraceného potoka (viz graf 10) stejný trend. U druhů ze SB mortalita ve třetím roce teprve dosáhla počtu nově se objevivších druhů. U druhů z okolí i u všech druhů dohromady (součet druhů z okolí a SB) však mortalita ve třetím roce začala počet nově přichozích druhů převyšovat.

A



B



Graf 10: Průměrný obrat druhů (+ SE) ze SB, okolí i těchto dvou skupin dohromady v jednotlivých letech v průběhu sledování; osa y – počet druhů

A – 7 ploch ve Světlé pod Ještědem; 3 celé roky sledování

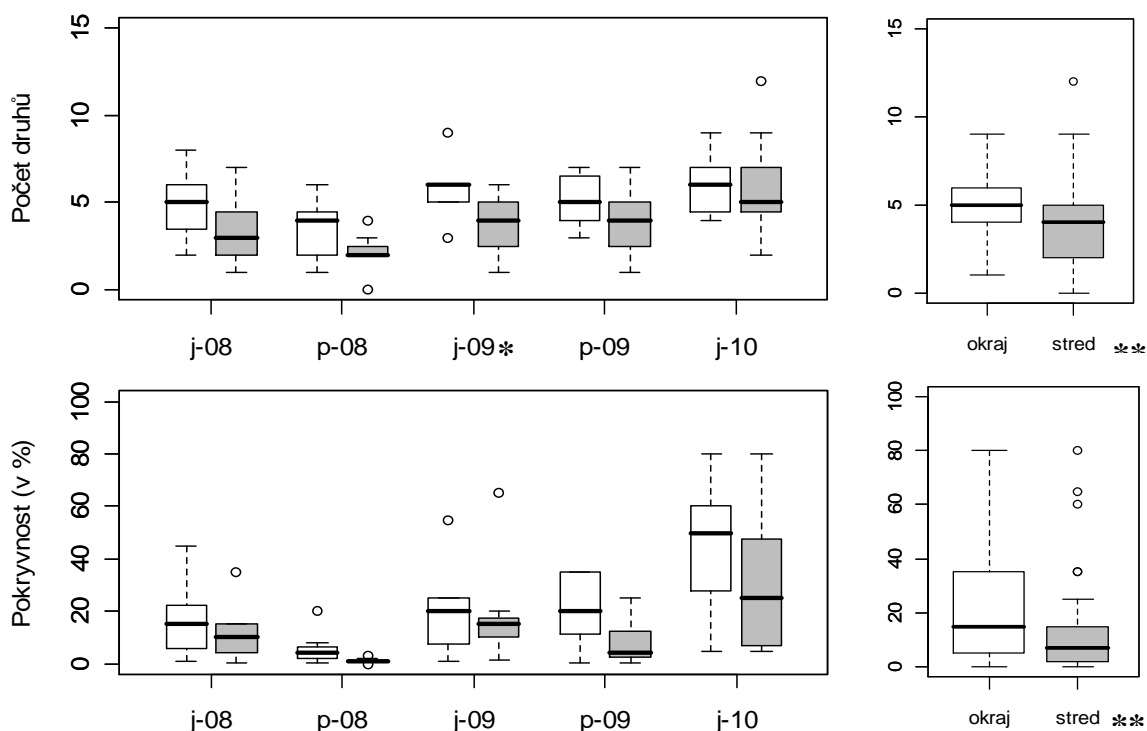
B – 10 ploch u Ztraceného potoka; 2 celé roky sledování a pro nastínění časového trendu i jaro 2010 (2010?)

4.3 Rozdíly v průběhu kolonizace mezi okraji a středy ploch

Výsledky testovaných rozdílů v počtech druhů a pokryvnostech mezi okrajovými a středovými čtverci na 7 lesních plochách u Ztraceného potoka jsou shrnuty v tabulce 7. Okraje a středy plochy se sice lišily v počtu druhů pouze v jednom časovém řezu (viz graf 11), přesto se v počtu druhů, stejně jako v pokryvnostech, signifikantně lišily celkově za celou dobu sledování ($p = 0,008$ pro počet druhů, $p = 0,004$ pro pokryvnost). Počty druhů a pokryvnosti na plochách (střed i okraj dohromady) v čase signifikantně narůstaly ($p < 0,001$), avšak na okrajích a ve středech nepřibývaly různě rychle.

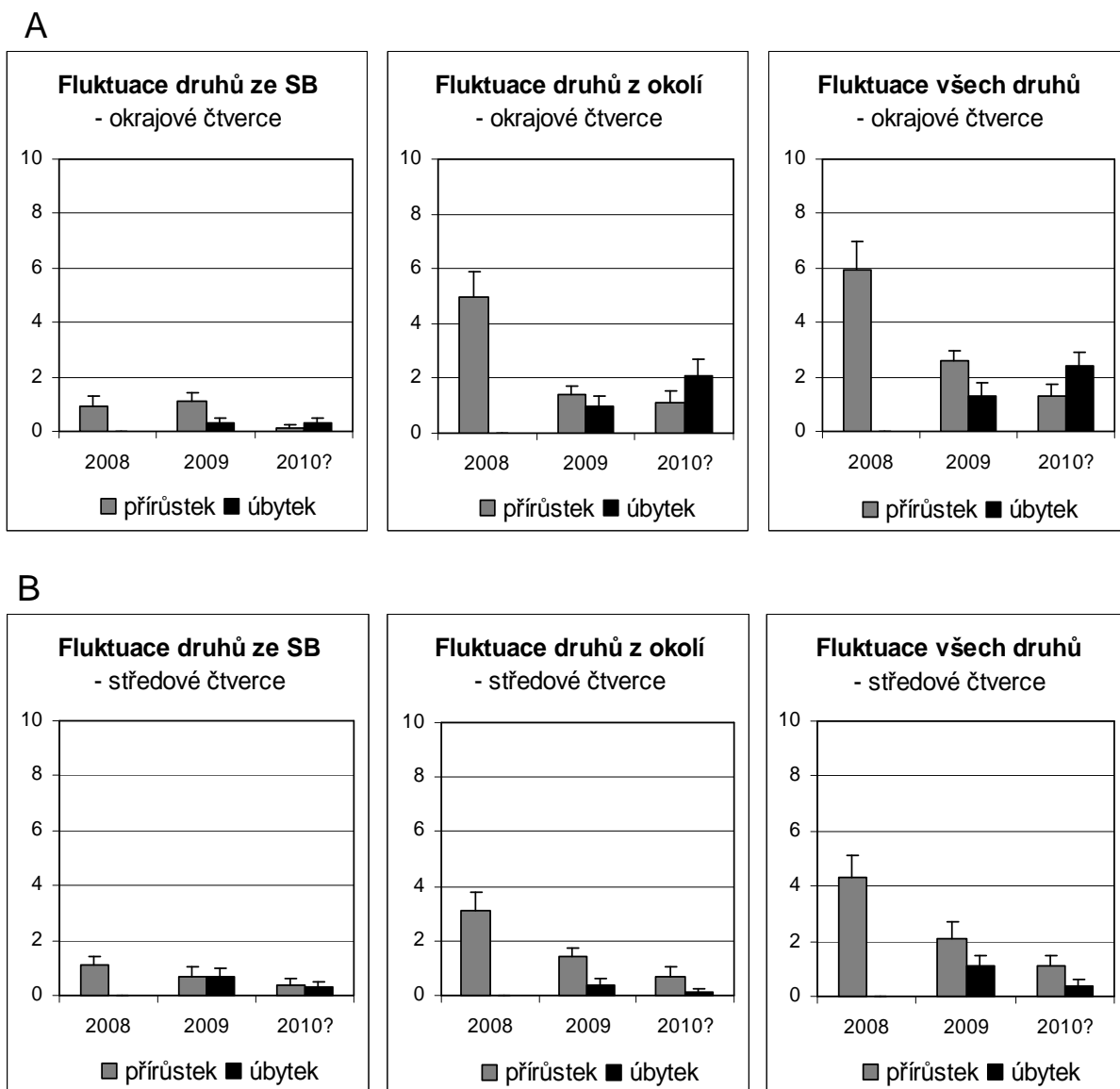
Tabulka 7: Split-plot ANOVA pro 7 ploch u Ztraceného potoka; vysvětlované proměnné jsou počet druhů a pokryvnost (zlogaritmovaná); pro podrobnosti analýz viz přílohu 4 (kap. 8.4.2, str. 74)

	Df	Počet druhů		Pokryvnost	
		F-hodnota	p-hodnota	F-hodnota	p-hodnota
čas	4	11,895	<0,001	10,476	<0,001
pozice	1	8,018	0,008	9,931	0,004
pozice : čas	4	0,598	n.s.	1,150	n.s.



Graf 11: Rozdíly v počtech druhů a pokryvnostech mezi okraji a středy ploch v jednotlivých časových řezech i celkově; j – jarní záznam, p – podzimní záznam; bílé krabicové diagramy znázorňují okrajové čtverce, šedé krabicové diagramy středové čtverce, u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehle hodnoty; znázorněné hladiny signifikance: * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; počty druhů na jaře 2010 a pokryvnosti ve všech časových řezech kromě jara 2010 i celkově byly v analýzách zlogaritmovány; pro podrobnosti analýz viz přílohu 4 (kap. 8.4.2, str. 74)

Rozdíl mezi okraji a středy ploch se objevil také v trendu meziročního obratu druhů (viz také kap. 4.2, str. 38). Zatímco u druhů na okrajích ploch je úbytek druhů ve třetím roce (jaro 2010) o něco vyšší než počet nových druhů, které se na ploše objevily, ve středu ploch je úbytek v tomto období ještě stále nižší (viz graf 12).

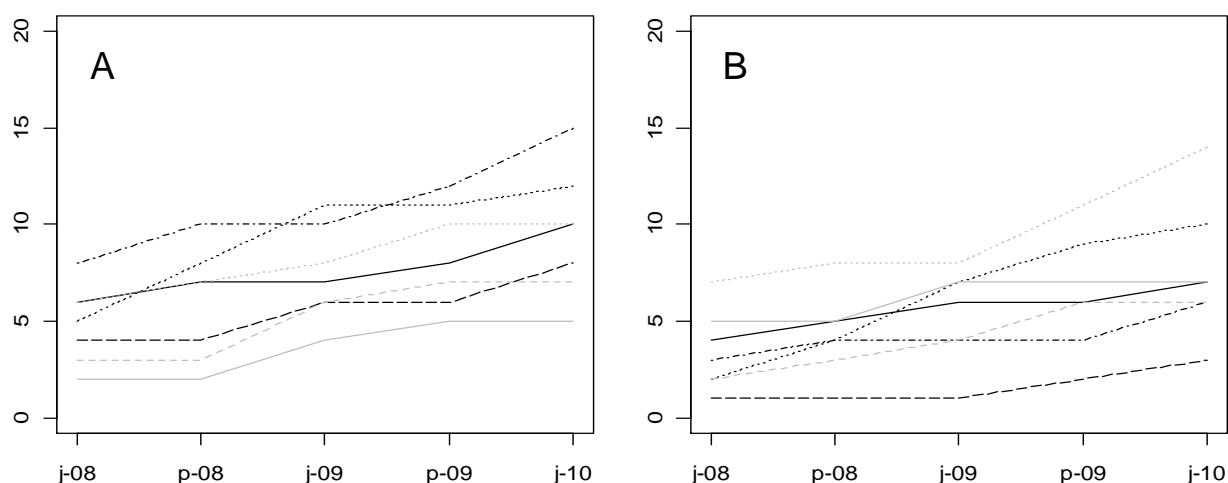


Graf 12: Průměrný obrat druhů (+ SE) ze SB, okolí i těchto dvou skupin dohromady v jednotlivých letech na 7 plochách u Ztraceného potoka; zobrazeny jsou 2 celé roky sledování a pro nastínění časového trendu i jaro 2010 (2010?); osa y – počet druhů

A – okrajové čtverce

B – středové čtverce

Z hlediska rozdílů v kolonizaci středů a okrajů ploch je zajímavá i otázka, jestli se na okrajích za celou dobu sledování objevilo více různých druhů než ve středech. Oproti očekávání se kumulativní počty druhů mezi středy a okraji po dvou, čtyřech ani pěti sledovaných časových řezech průkazně nelišily (graf 13; pro podrobnosti analýz viz přílohu 4, kap. 8.4.2, str. 76), i když se zdá, že se nové druhy do středu ploch dostávají přece jen pomaleji. Na okrajích ploch se zatím průměrně objevilo $4,0 \pm 0,9$ z $9,6 \pm 1,1$ druhů, které kolonizovaly pouze okraje, naopak průměrně $2,3 \pm 0,9$ ze $7,7 \pm 1,4$ středových druhů kolonizovalo pouze středy. Některé druhy se však na některých plochách objevovaly ve středu a na jiných zase na okraji ploch. Nejčastěji se pouze na okrajích vyskytovaly *Carex brizoides* a *Rubus idaeus*, pouze ve středech pak *Betula pendula* a *Impatiens parviflora*.



Graf 13: Kumulativní počty druhů ve čtvercích na okrajích (A) a ve středech (B) 7 velkých ploch u Ztraceného potoka; j – jarní záznam, p – podzimní záznam; čtverce ze stejných ploch jsou označeny stejnou barvou a typem linie

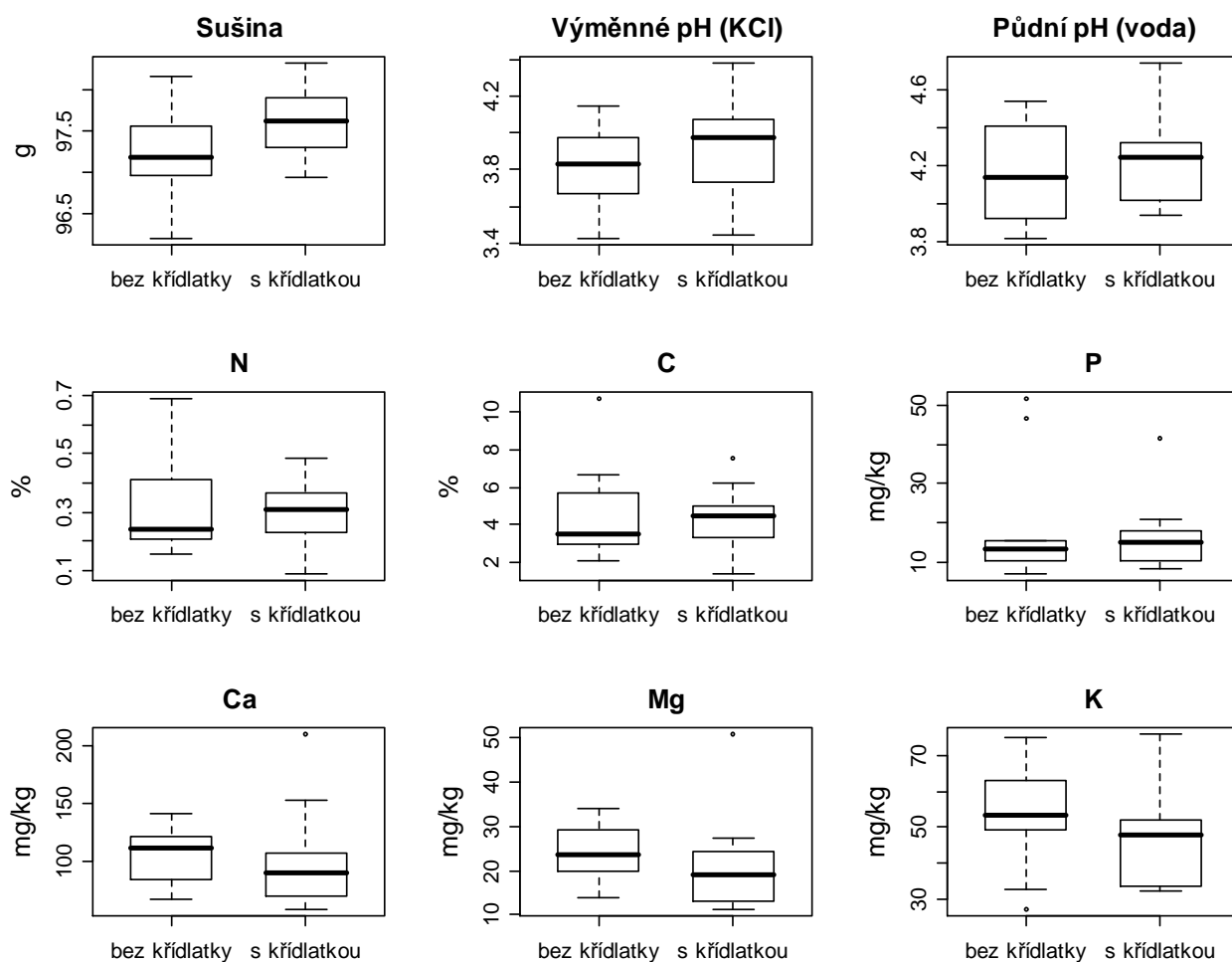
4.4 Změna půdních poměrů

V půdních vzorcích odebraných z 10 lesních ploch bylo v laboratorních podmínkách stanoveno aktuální i výměnné pH a množství sušiny, dusíku, uhlíku, vápníku, hořčíku, draslíku i výměnných fosforečnanů. Analýzy chemického složení půdních vzorků ukázaly, že se zjištěné půdní charakteristiky na plochách vyčištěných od křídlatky („s křídlatkou“) od sousedních, invazí nezasažených, stanovišť („bez křídlatky“) signifikantně neliší (viz tabulku 8 a graf 14, str. 43). Největší rozdíly byly naměřeny u výměnného pH, množství sušiny a množství hořčíku. U hořčíku ale byla vyšší hladina překvapivě zjištěna ve vzorcích ze stanovišť nezasažených invazí. Stejně tak je jsou i u ostatních testovaných prvků jejich průměrné hladiny o něco málo (i když nesignifikantně) nižší na zasažených stanovištích.

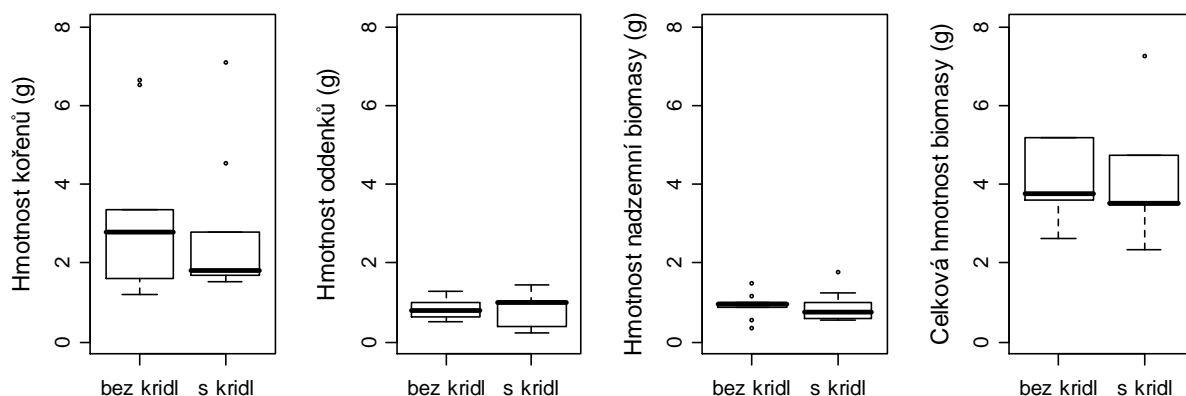
Tabulka 8: Rozdíly v půdních charakteristikách měřených ve vzorcích z 10 lesních ploch u Ztraceného potoka; split-plot ANOVA, vysvětlované proměnné jsou uvedeny v 1. řádce, pro podrobnosti analýz viz přílohu 4 (kap. 8.4.3, str. 76)

	sušina			N	C	log P-PO ₄	log Ca	log Mg	log K
	g	pH-KCl	pH-H ₂ O	%		mg/kg			
Bez křídlatky	97,24	3,82	4,16	0,31	4,58	19,23	106,45	24,56	52,90
S křídlatkou	97,62	3,92	4,23	0,30	4,35	16,74	102,14	21,55	48,96
Df	1	1	1	1	1	1	1	1	1
F-hodnota	2,418	3,209	0,846	0,048	0,126	0,007	0,562	2,258	0,384
p-hodnota	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

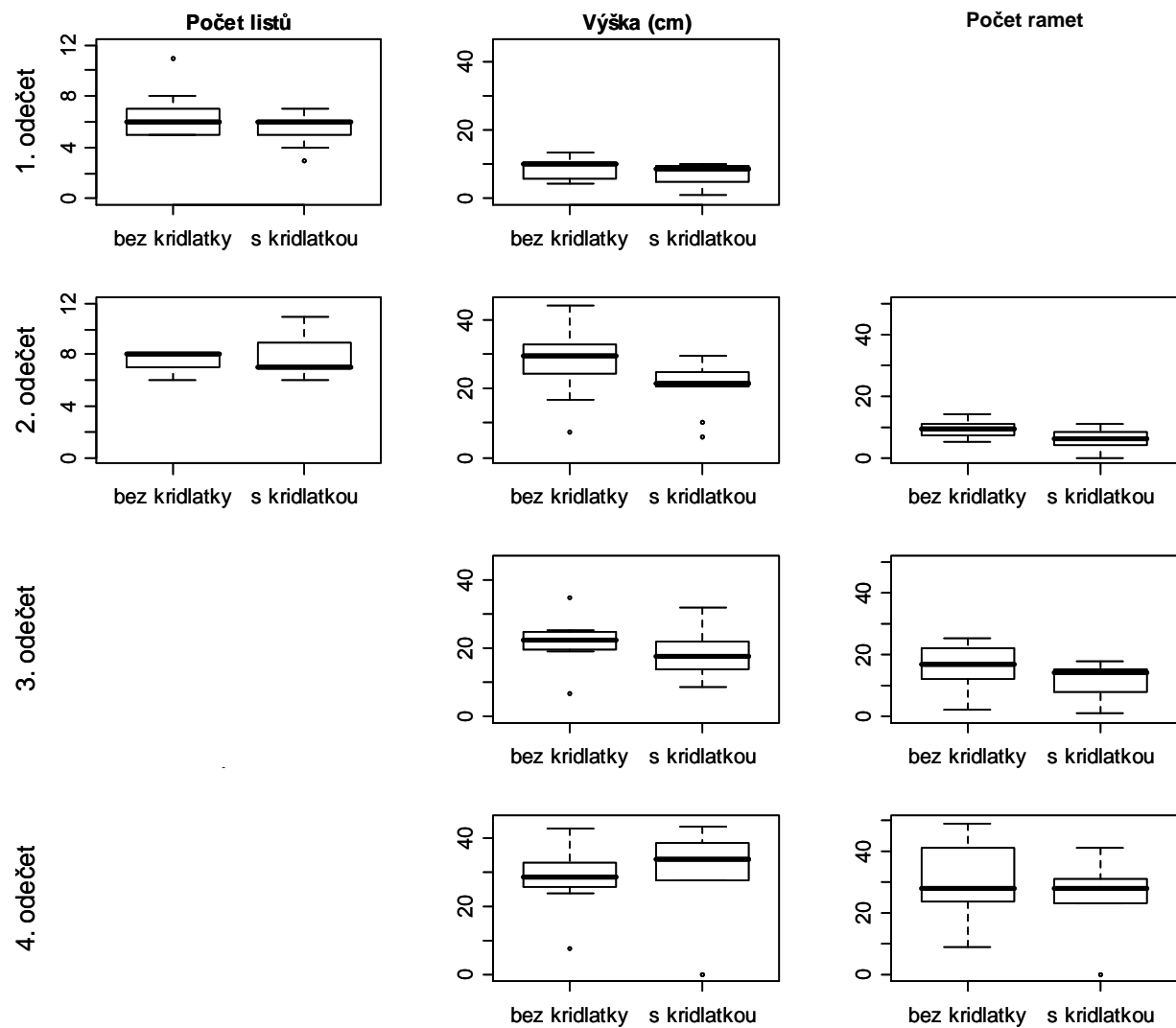
Výsledky pokusu s přežíváním *Carex brizoides* v půdě z ploch zasažených a nezasažených invazí křídlatek jen potvrzují předchozí zjištění. Hodnoty měřených vlastností (počet listů, výška a počet ramet) se nelišily při žádném odečtu a ani v hmotnosti suché biomasy se neukázaly žádné výrazné rozdíly (viz grafy 15 a 16, str. 43 a 44; pro podrobnosti analýz viz přílohu 4, kap. 8.4.3, str. 77).



Graf 14: Rozdíly v hladinách všech zjišťovaných charakteristik mezi vzorky z vyčištěných ploch a z nezasazeného sousedství; u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehlé hodnoty



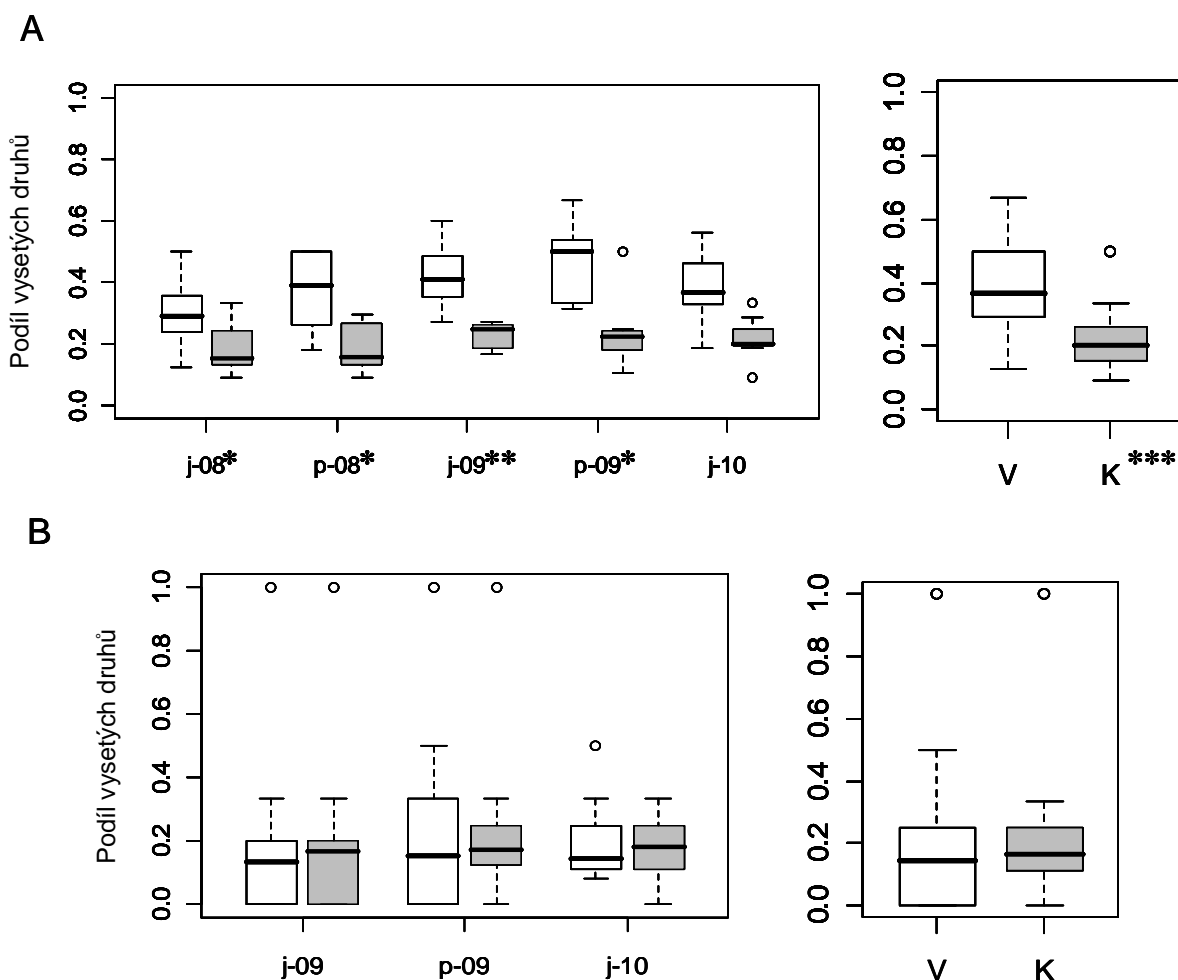
Graf 15: Rozdíly v hmotnosti suché biomasy *Carex brizoides* pěstované ve dvou typech půdy; u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehlé hodnoty



Graf 16: Rozdíly ve vlastnostech měřených během čtyř odečtů u *Carex brizoides* pěstované ve dvou typech půdy; u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehlé hodnoty

4.5 Vliv dosévání druhů na obnovu rostlinných společenstev

Výsledky výsevových pokusů byly na obou lokalitách velmi odlišné. Na ruderalním bezlesí ve Světlé pod Ještědem se ve výsevových čtvercích sice objevilo celkem 19 z 24 vyšetřovaných druhů, ale 13 z nich se také vyskytlo v kontrolách (pro konkrétní druhy viz přílohu 1, str. 70). Přesto byl podíl vyšetřovaných druhů ve výsevových čtvercích signifikantně vyšší ($p = 0,013$) než v kontrolních čtvercích (viz graf 17 a tabulku 9, str. 46). Na lesních plochách u Ztraceného potoka se ve výsevových čtvercích objevily pouze 3 z 9 vyšetřovaných druhů a 2 z těchto 3 druhů (*Carex brizoides* a *Deschampsia cespitosa*) se přitom objevily i v kontrolách. Z důvodu malého počtu objevivších se vyšetřovaných druhů i nízké variability mezi kontrolami a výsevy jsem získaná data ze Ztraceného potoka neanalyzovala.



Graf 17: Rozdíly v podílu vyšetřovaných druhů mezi kontrolními a výsevovými čtverci v jednotlivých časových řezech i celkové; j – jarní záznam, p – podzimní záznam, V – výsevové čtverce (bílé krabicové diagramy), K – kontrolní čtverce (šedé krabicové diagramy); u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehlé hodnoty

A – 7 ploch ve Světlé pod Ještědem; 5 sledovaných časových řezů; znázorněné hladiny signifikance: * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; *** - $p < 0,001$; podíly vyšetřovaných druhů na jaře 2009 a na podzim 2008 i 2009 byly v analýzách zlogaritmovány; pro podrobnosti analýz viz přílohu 4 (kap. 8.4.4, str. 79)

B – 10 ploch u Ztraceného potoka; 3 sledované časové řezy; netestováno

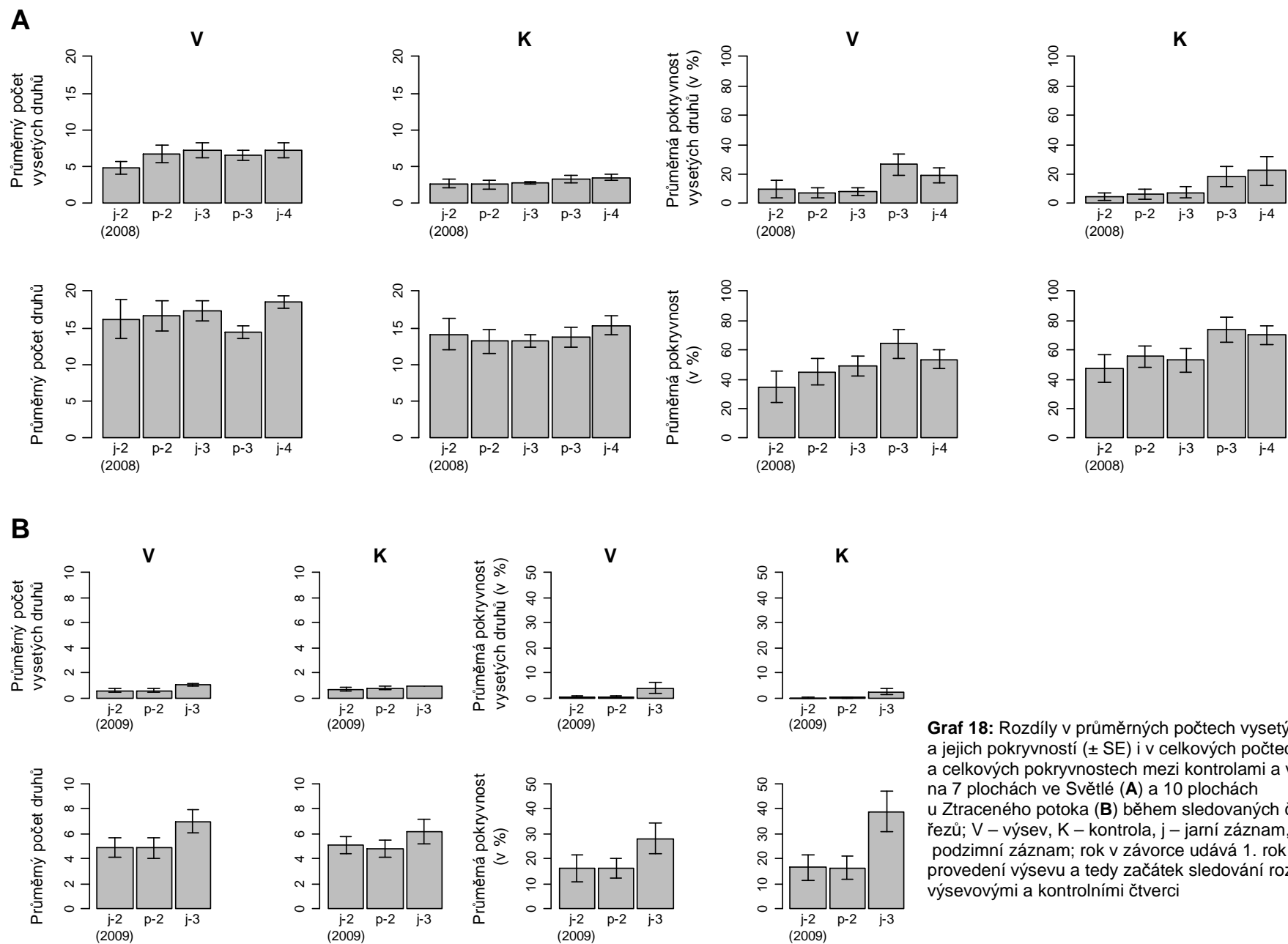
Výsledky rozdílů testovaných proměnných mezi výsevy a kontrolami na 7 plochách ve Světlé jsou shrnuty v tabulce 9 a grafech 18 a 19 (str. 47-49). Průměrný počet vyšetých druhů ve výsevových i kontrolních čtvercích zůstával docela stabilní po celou dobu sledování, ale ve výsevech byl signifikantně vyšší ($p < 0,001$; průměrně o $3,5 \pm 0,4$ druhu na časový řez a plochu). Celkový počet druhů ve čtverci (druhy vyšeté i ostatní dohromady) byl ve výsevových čtvercích také o něco vyšší ($p = 0,002$; průměrně o $3,1 \pm 0,6$ druhu na časový řez a plochu), přestože rozdíly byly signifikantní pouze v jednom časovém řezu (na jaře 2009). Celková pokryvnost na všech plochách v čase rostla ($p = 0,013$; viz též kapitolu 4.1, str. 28), avšak vyšší ($p = 0,003$) byla v kontrolních čtvercích.

Tabulka 9: Split-plot ANOVA pro 7 ploch ve Světlé, vysvětlované proměnné jsou počet vyšetých druhů (zlogaritmovaný), počet druhů ve čtverci (zlogaritmovaný), celková pokryvnost vegetace a podíl vyšetých druhů; pro podrobnosti analýz viz přílohu 4 (kap. 8.4.4, str. 79)

	Df	Počet vyšetých druhů		Celkový počet druhů		Celková pokryvnost		Podíl vyšetých druhů	
		F-hodn	p-hodn	F-hodn	p-hodn	F-hodn	p-hodn	F-hodn	p-hodn
čas	4	2,200	n.s.	1,178	n.s.	3,946	0,013	3,958	0,013
ošetření	1	45,601	<0,001	11,309	0,002	10,516	0,003	39,064	<0,001
ošetření : čas	4	0,354	n.s.	0,505	n.s.	0,423	n.s.	0,418	n.s.

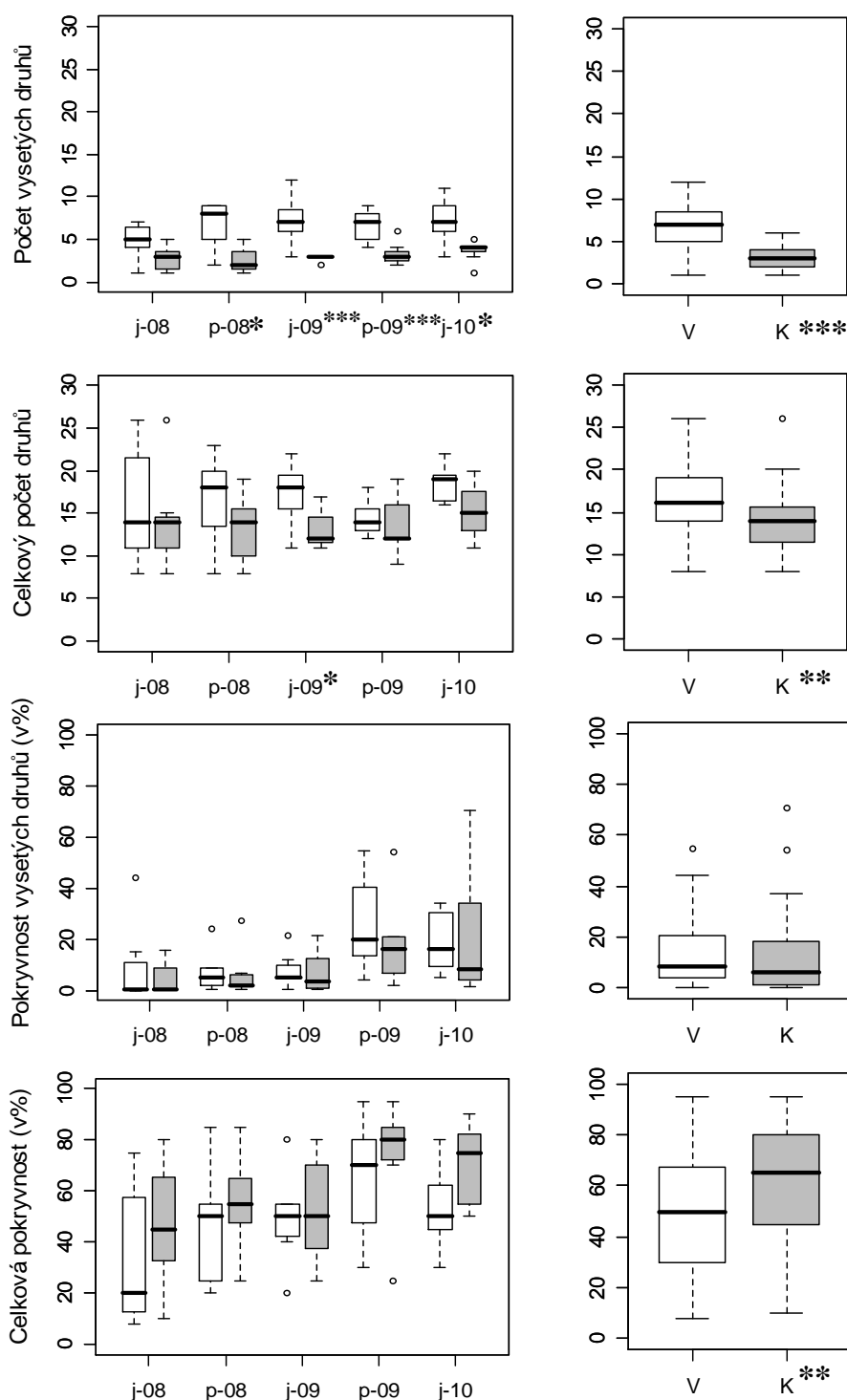
Invazní druhy

Ve výsevových čtvercích na plochách ve Světlé se vyskytly pouze dva invazní druhy na dvou plochách: *Cirsium arvense* a *Solidago canadensis* (pro srovnání s kontrolními plochami viz graf 20, str. 50). U Ztraceného potoka se objevila opět pouze *Impatiens parviflora* ale tentokrát v šesti čtvercích na čtyřech plochách. Změny pokryvností těchto invazních druhů v zasažených výsevových čtvercích zatím přibližně kopírují změny v zasažených kontrolních čtvercích, jen u pcháče pokryvnost na jaře 2010 naopak poklesla.



Graf 18: Rozdíly v průměrných počtech vyšetřovaných druhů a jejich pokryvnosti (\pm SE) i v celkových počtech druhů a celkových pokryvnostech mezi kontrolami a výsevy na 7 plochách ve Světlé (**A**) a 10 plochách u Ztraceného potoka (**B**) během sledovaných časových řezů; V – výsev, K – kontrola, j – jarní záznam, p – podzimní záznam; rok v závorce udává 1. rok po provedení výsevu a tedy začátek sledování rozdílů mezi výsevovými a kontrolními čtverci

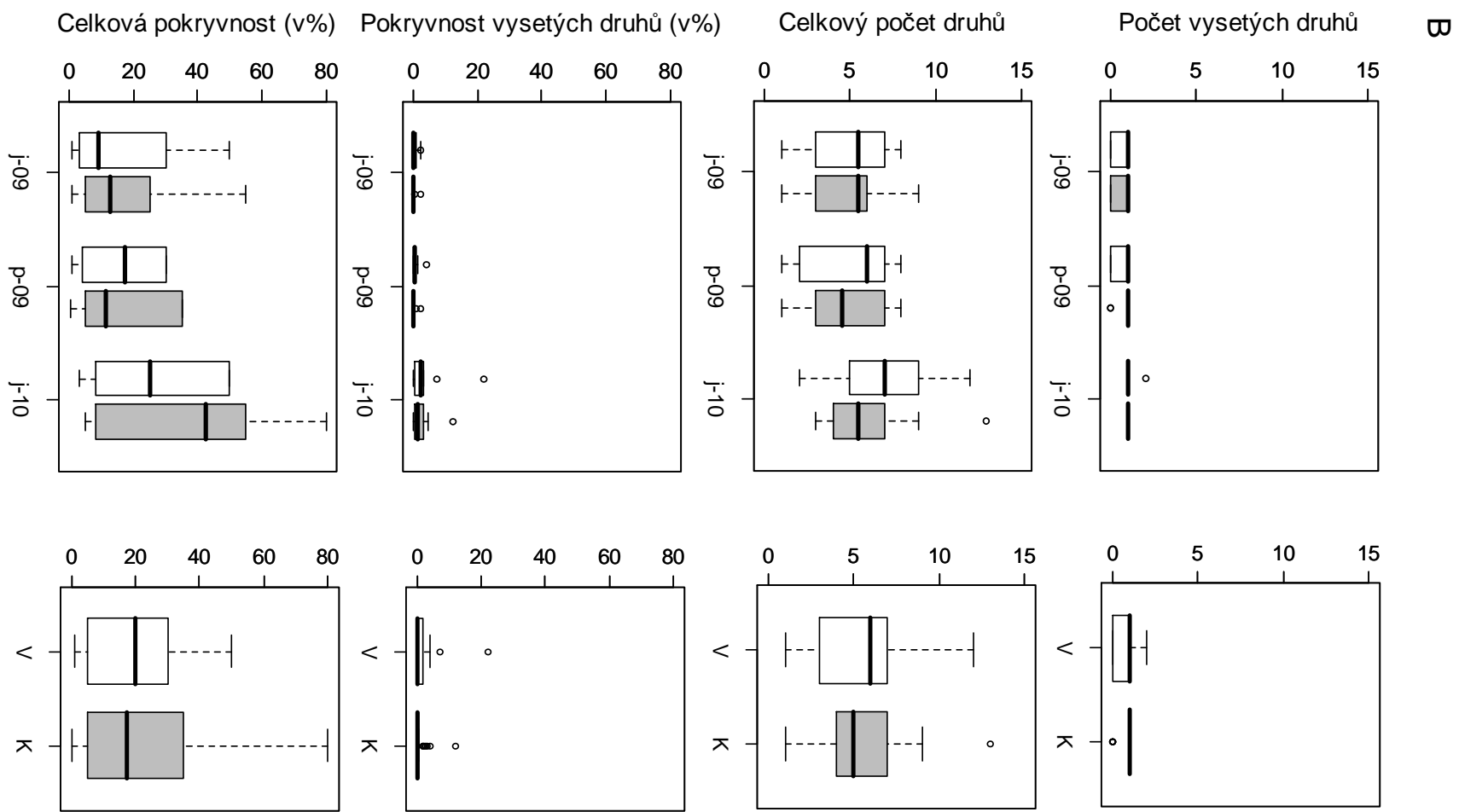
A

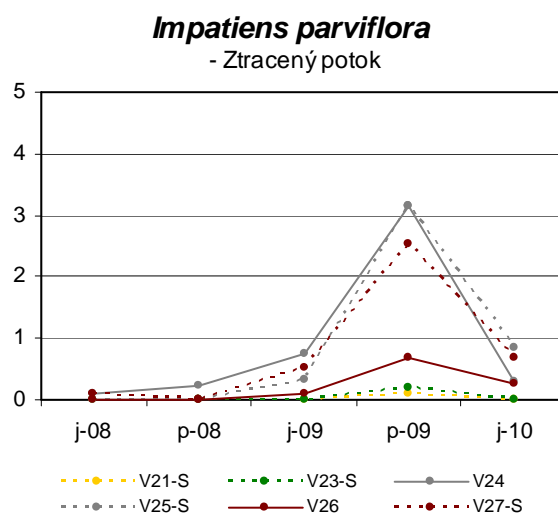
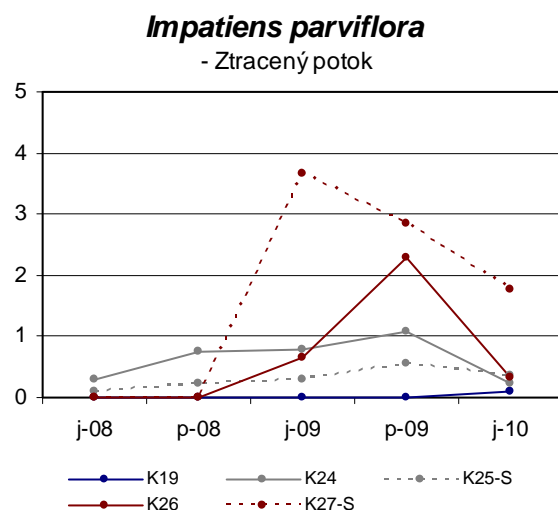
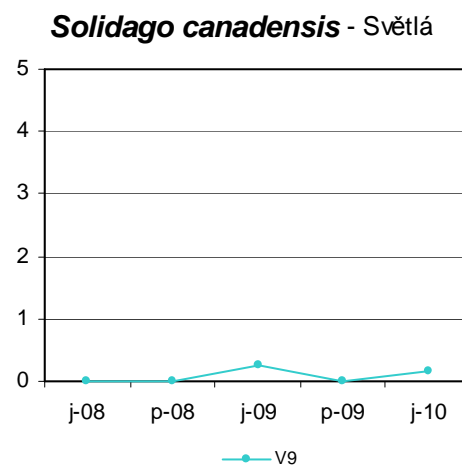
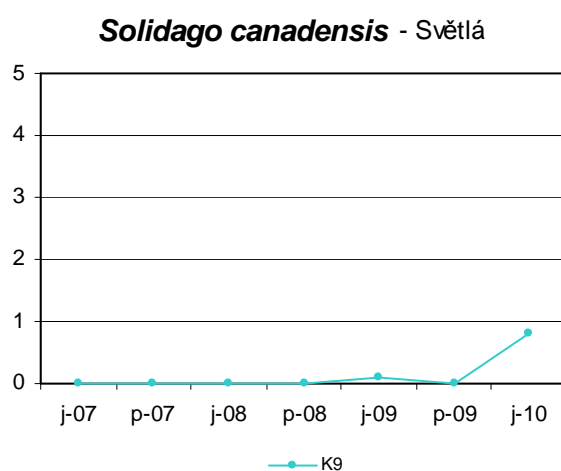
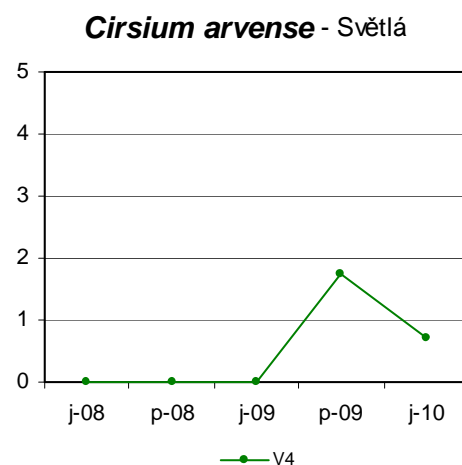
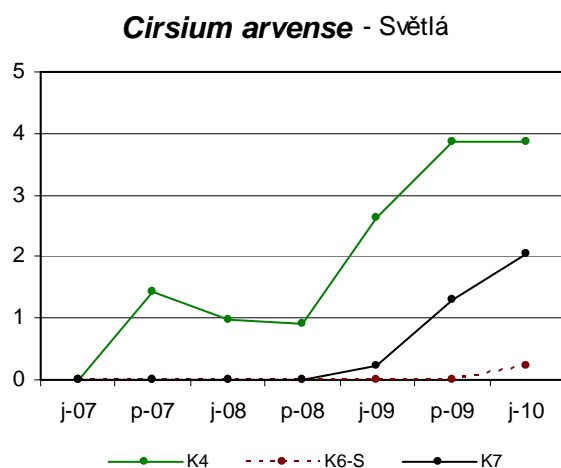


Graf 19: Rozdíly v počtu a pokryvnostech vyšetřených druhů mezi kontrolními a výsevovými čtverci v jednotlivých časových řezech i celkové; j – jarní záznam, p – podzimní záznam, V – výsevové čtverce (bílé krabicové diagramy), K – kontrolní čtverce (šedé krabicové diagramy); u všech krabicových diagramů: medián, mezikvartilové rozpětí, rozpětí (maximálně 3/2 mezikvartilového rozpětí), odlehlé hodnoty

A – 7 ploch ve Světlé pod Ještědem; 5 sledovaných časových řezů; znázorněné hladiny signifikance: * - $p < 0,05$; ** - $p < 0,01$; *** - $p < 0,001$; pokryvnost vyšetřených druhů nebyla kvůli nenormálnímu rozložení dat testována; počty vyšetřených druhů byly zlogaritmovány pouze u celkových rozdílů, celkové počty druhů byly zlogaritmovány ve všech časových řezech kromě jara 2008 i celkové, u celkových pokryvností byly zlogaritmovány všechny časové řezy; pro podrobnosti analýz viz přílohu 4 (kap. 8.4.4, str. 79)

B (na další stránce) – 10 ploch u Ztraceného potoka; 3 sledované časové řezy; netestováno





Graf 20: Nárůst pokryvností jednotlivých invazních druhů v kontrolních a výsevových čtvercích na obou lokalitách; v průběhu celé doby sledování sekundární sukcese; osa y - pokryvnosti druhů (pokryvnosti jsou odmocněny, aby byl zachytitelný i minimální nárůst); barevné označení jednotlivých ploch odpovídá barvám použitým v grafech 4 a 5 (str. 31 a 32); j – jarní záznam, p – podzimní záznam, K – kontrolní čtverce (levá polovina grafů), V – výsevové čtverce (pravá polovina grafů)

5 Diskuse

Cílem předkládané diplomové práce bylo popsat průběh obnovy rostlinných společenstev po odstranění invazních druhů křídlatek. Sekundární sukcese byla sledována na plochách, na nichž byly křídlatky vyhubeny neselektivním herbicidem a na nichž byla odumřelá biomasa křídlatek i ostatních herbicidem zasažených rostlin ponechána k volnému rozkladu. Na základě dostupných dat se podařilo alespoň částečně zdokumentovat postup obnovy vegetačního krytu i vliv dosévání druhů na vývoj námi požadovaných cílových společenstev. Některé výsledky je však potřeba interpretovat s jistými omezeními, protože jsou založeny na pozorováních z nepříliš velkých datových souborů, rovněž zvolená metodika se ne vždy projevila jako optimální.

5.1 Možné nevýhody vybraných lokalit a použité metodiky

Vybrané lokality

V době, kdy byl započat sběr informací o obnově společenstev, bylo v okolí Liberce relativně málo dostupných vhodných lokalit, protože na většině míst měla likvidace křídlatek pokračovat i v dalších letech. Z tohoto důvodu byly vybrány pouze dvě lokality s relativně malým počtem vyčištěných ploch, které navíc nebyly všechny dostatečně rozlehlé na to, aby tam mohly být umístěny okrajové i středové čtverce. Spolu se skutečností, že sledování bylo na obou lokalitách zahájeno v jiném roce, to vedlo k tomu, že jsou informace sebrané z ruderalního bezlesí ve Světlé pod Ještědem v některých bodech hůře srovnatelné s informacemi získanými z lesních ploch u Ztraceného potoka. Malý počet ploch měl i další nevýhodu - vzhledem k tomu, že byla sledována relativně krátká časová řada (v lese jen 2,5 roku a pro lesní výsevy dokonce jen 1,5 roku), bylo k dispozici malé množství datových bodů a tím byla mimo jiné zvětšena i pravděpodobnost netestovatelnosti proměnných.

Fytocenologické záznamy

Fytocenologické snímky byly zaznamenávány v dílčích devíti čtvercích, na které byly rozděleny trvalé čtverce o velikosti 1 x 1 m. Z těchto dílčích čtverců byl pak průměrován celkový snímek pro celý čtverec. Metoda záznamu fytocenologických snímků v dílčích čtvercích byla použita i v jiných DP (např. Münzbergová 2000, Šlechtová 2008, Mayerová 2009), avšak dílčí fytocenologické snímky nebyly ve většině případů dále průměrovány a byly statisticky vyhodnocovány odděleně. Münzbergová (2000) porovnávala výsledky analýz,

ve kterých byly použity dílčí i zprůměrované snímky a v mnoha případech došla ke zcela odlišným výsledkům. Jako možné vysvětlení příčiny nesrovnalostí Münzbergová (2000) navrhl nelinearitu překladu informace z úrovně dílčí plochy (podplochy) na úroveň plochy. Já se na základě osobního pozorování domnívám, že zprůměrováním opravdu dochází k určitému zkreslení pokryvností druhů, avšak mám pro to trochu jiné vysvětlení. Druh, který se objeví jen jednou v jednom dílčím čtverci má totiž pokryvnost r (tj. 0,1 %), stejně jako druh, který se objeví jen jednou v celém čtverci 1×1 m. Problém je však v tom, že při průměrování je pokryvnost druhu ještě vydělena devíti, a tím snížena na pouhou devítinu. Druhy s vyšší pokryvností v dílčím čtverci (např. 4, tj. 50-75 %) tolik znevýhodněny nejsou, protože budou mít z pohledu celého čtverce pokryvnost třeba pouze 2 (tj. 5-25 %), což také sice nemusí být shodné číslo s tím, které dostaneme po převedení pokryvnosti 4 na procenta a vydělení devíti, ale výsledek už bude pravděpodobně o dost vyšší než pouhá devítina. Jiným případem, kdy se projevuje nevýhoda této metody je situace, kdy jsou jedinci určitého druhu rozptýleni rovnoměrně ve všech čtvercích v nízkém stupni pokryvnosti (např. r). Po zprůměrování bude pokryvnost tohoto druhu stále přibližně na hodnotě r , avšak při snímkování celého čtverce bychom pokryvnost druhu hodnotili přinejmenším stupněm + (tj. 0,5 %), případně dokonce 1 (tj. do 5 %). Nejedná se tedy pouze o nelinearitu překladu informace, protože tímto postupem můžeme dojít ke stejným pokryvnostem pro druhy, které mají ve skutečnosti ve čtverci úplně odlišnou pokryvnost (tj. popsání transformace není v matematickém jazyce zobrazením prostým, což je obvykle předpokládáno u všech transformací, které jsou s daty provedeny).

V případě mé diplomové práce však nepředstavují zkreslené pokryvnosti tak velké zatížení dat, protože ve většině případů je používána celková pokryvnost vegetace ve čtverci (i když odhadnutá z fotografií) a zprůměrované pokryvnosti byly použity pouze do mnohorozměrných analýz a pro tvorbu grafů s vývojem pokryvností invazních druhů. Co se týče celkových pokryvností ve čtvercích odhadovaných z fotografií, domnívám se, že jejich hodnoty nejsou výrazněji zkreslené. V terénu byla totiž celková pokryvnost odhadována poslední dva roky a hodnoty odečtené z fotografií se s terénními odhady velmi dobře shodovaly (maximálně do ± 5 % rozdílu). Fotografie byly navíc pořizovány pokaždé ze stejného místa a pod podobným úhlem.

Semenná banka

Z hlediska rozlišování kolonizátorů ploch ze semenné banky (SB) a okolí je relevantní otázka, zda čtyři vzorky odebrané z rohů každého čtverce alespoň přibližně pokryly všechny

druhy, které se v SB na dané ploše v čase odběru (jaro 2007 ve Světlé, resp. 2008 u Ztraceného potoka) vyskytovaly. Proto byly pro ilustraci sestrojeny akumulací křivky (viz přílohu 3, str. 72), jež ukazují kolik nových druhů přibude přidáním dalšího vzorku odebrané SB. Na plochách u Ztraceného potoka byly čtyři vzorky zřejmě plně dostačující, protože pouze ve vzorcích odebraných ze dvou čtverců se ve čtvrtém vzorku ještě stále objevovaly nové druhy. U vzorků ze Světlé byla situace méně přesvědčivá, protože se ve čtvrtém vzorku nové druhy objevovaly celkem u pěti čtverců a u některých z nich počet druhů rostl s přidáním vzorky téměř lineárně. To tedy znamená, že se zřejmě nepodařilo zachytit všechny potenciální kolonizátory ploch ze SB a analýzy zabývající se podílem druhů ze SB na plochách mohou být pro plochy ve Světlé zkresleny. Je těžké odhadnout, v jakém rozmezí se zkreslení pohybuje. Pravděpodobný je ale předpoklad, že podíl druhů ze SB, které se reálně uchytí, zůstane přibližně stejný – tj. že na každé tři druhy, které přibudou v SB, by přibyl jeden uchycený druh v terénu (viz kap. 4.2, str.35).

Vyseté druhy

Částečné problémy u pokusu s přežíváním *Carex brizoides* způsobené vysetím znečištěného osiva ve dvou typech půd (ze stanovišť zasažených a nezasazených invazí křídlatek) již byly zmíněny v metodice (kap. 3.3.2, str. 20). Vystává proto otázka, jestli nebyla znečištěna i semena ostatních zakoupených druhů použitých při výsevech. Nejjistějším způsobem by bylo nasbírat si semena pro výsev přímo v okolí, to však nebylo z časových důvodů možné a výsev ve Světlé by musel být proveden o rok později. Tím by se zkrátila možná doba sledování na pouhé tři časové řezy a navíc by byla semena vysévána již do zapojené vegetace. I takto je otázkou, nakolik byly výsledky výsevu ovlivněny zpožděním více než půl roku oproti ostatním kolonizátorům.

Klíčivost komerčně dostupných semen je zřejmě nižší než u semen sebraných v přírodě (např. Holmes 2001). Výsledky provedených laboratorních testů klíčivosti (viz přílohu 1, str. 70) ukazují, že semena některých druhů opravdu klíčila velmi málo, ale bohužel není k dispozici paralelní srovnání se semeny stejných druhů nasbíraných v přírodě. Na druhou stranu je ale také pravda, že některé druhy, které v klimaboxech vůbec nevyklíčily ani po měsíční stratifikaci při 4 °C (např. *Heracleum sphondylium*, *Alchemilla* sp., *Galeobdolon luteum*), se ve výsevech objevily ve větším množství.

5.2 Diskuse výsledků

5.2.1 Průběh obnovy vegetačního krytu

Pokryvnost

Před eradikací byla křídlatka na zkoumaných plochách naprostou dominantou. Po vyčištění začaly všechny plochy hned od počátku sledování na jaře 2007 (resp. 2008) zarůstat (viz obr. 3), ale pokryvnost vegetace na plochách rostla poměrně pomalu a dlouho. Ve Světlé nebylo pravděpodobně ještě ani po třech letech dosaženo možného maxima pokryvnosti, zdánlivý pokles na jaře 2010 (stejně jako i 2009) byl totiž způsoben spíše pozdním nástupem jara po velmi dlouhé zimě než zastavením nárůstu pokryvnosti. Na Ztraceném potoce došlo k prvnímu většímu postupu v zarůstání ploch dokonce až na jaře třetího roku (2010).

Někteří autoři se zmiňují, že použití jiného způsobu odstranění invazního druhu než herbicidu (např. pálení – Ailstock et al. 2001, či vytrhávání – Biggerstaff et Beck 2007) vede ke zvýšení rychlosti zarůstání ploch a rekolonizace celkově, více však v důsledku odstranění nadzemní biomasy invazního druhu spojeného s alternativním ošetřením, než kvůli nežádoucím účinkům glyfosátu. Je tedy možné, že inhibiční účinek glyfosátu sám o sobě může mít na pozdější vývoj vegetace zanedbatelný vliv, který je navíc zcela překryt skutečností, že mrtvá biomasa křídlatek byla ponechána na místě. Lze předpokládat, že pokud by byla biomasa odklizená, pokryvnost obnovující se vegetace by rostla rychleji. Rozkladem neodstraněné biomasy se mohou do půdy stále uvolňovat alelopatické látky a obzvláště na lesních plochách neodstraněná biomasa ještě více zvyšuje zástin ploch (cf. Biggerstaff et Beck 2007).



Obrázek 3: Pokryvnost vegetace na jaře prvního roku sledování; vlevo plocha S-D na ruderálním bezlesí ve Světlé, vpravo plocha NF-C v lese u Ztraceného potoka

Počet druhů

Noví kolonizátoři vyčištěných ploch se tedy začali objevovat na ruderálním bezlesí ve Světlé i v lese u Ztraceného potoka hned během jara prvního roku po eradikaci. Narozdíl od pokryvností se počet druhů na plochách v dalších letech nezvyšoval nijak rychle a hlavně se nezvyšoval v každém časovém řezu. Na bezlesí počet druhů od druhého roku víceméně osciluje okolo 14 druhů, v lese okolo 5 druhů (tedy přibližně v jedné třetině předchozí hodnoty). Podobný nárůst počtu druhů jako na bezlesí ve Světlé byl pozorován i ve studii, která se zabývala odstraněním invazní traviny *Microstegium vimineum* z vlhkých luk ručním vytrháváním (DeMeester et Richter 2010). Na konci druhého roku kolonizovalo vyčištěnou pokusnou plochu (taktéž o velikosti 1 m²) průměrně 12 a na konci třetího roku už průměrně 15 druhů. Z toho vyvstává zajímavá otázka, jestli je tato shoda podmíněna podobným maximálním počtem druhů, který může plochy v obou zkoumaných společenstvech kolonizovat, nebo se v obou společenstvech jedná o podobnou míru limitace rychlosti kolonizace možnostmi šíření jednotlivých druhů. K zodpovězení této otázky by však byl potřebný další výzkum.

Podle grafů průměrného obratu druhů na ploše (graf 10, str. 38), kde ve třetím roce úbytek druhů přesáhl počet nových kolonizátorů, se zdá, že ve třetím roce už došlo ke stabilizaci počtu druhů na plochách, zřejmě díky vzrůstu pokryvnosti, domigrování některých význančných komeptitorů (např. *Dactylis glomerata*) a následnému převážení vlivu kompetice druhů nad omezením druhů rychlostí imigrace. S tím ale příliš nekorrespondují zvyšující se počty druhů na plochách ve Světlé na podzim 2009 a na jaře 2010 (viz graf 2, str. 29). Možným vysvětlením této nesrovnalosti by mohla být mimo jiné moje zlepšující se schopnost rozpoznávat rostliny ve snímcích po různých vegetačních exkurzích absolvovaných na jaře 2009. Když jsem byla schopna určit více druhů ve sterilním stavu, zvýšila se pravděpodobnost, že je na plochách naleznou při jarním i podzimním záznamu vegetace. Tímto způsobem by mohl narůst počet druhů na podzim 2009, avšak absolutní číslo nových kolonizátorů v roce 2009 (dohromady jaro a podzim 2009) by se tím vůbec nemuselo změnit. Jaro 2010 není pro Světlou do grafů s obratem druhů vůbec zahrnuto.

Pravděpodobnost stejných určovacích chyb v lese je daleko nižší, protože se tam vyskytovalo jen několik, dobře poznatelných druhů s malou pokryvností. Pokud je tomu skutečně tak, byly by počty druhů v grafu 2 (str. 29) pro lesní plochy u Ztraceného potoka oproti plochám ve Světlé věrohodnější a byl by u nich pozorovatelný zajímavý (i když díky malému počtu sledovaných časových řezů jen velmi slabý) trend. V lese každé jaro počet druhů (byť jen v řádu desetin druhů) stoupá a poklesy byly zaznamenány pouze na podzim.

Tento pokles může být dobře vysvětlen rostoucí hustotou listového zápoje stromového patra během letních měsíců, vedoucí k zatažení jarních světlomilných geofytů (např. *Anemone nemorosa* a *Ficaria verna*).

Pokud však počet druhů na jaře stále narůstá, je možné, že na lesních plochách doposud nedošlo k ustálení počtu druhů. To by mohlo souhlasit s výsledky práce Verheyena et al. (2003), kteří zkoumali rychlost kolonizace druhů lesního podrostu v závislosti na stáří lesa a předchozího využívání půdy, a ze kterých vyplývá, že kolonizace během sekundární sukcese v lese probíhá velmi pomalu. Kolonizace podle jejich studie dokonce probíhá tak dlouho (v řádech nižších desítek let), že efektivně překrývá ovlivnění druhů abiotickými faktory. Zkoumaný průběh kolonizace se však vztahuje pouze na druhy šířící se semeny, vegetativní šíření autoři nebrali v potaz, protože uvažovali větší prostorové i časové škály (360 ha, 1-224 let stáří), nikoliv nově vzniklé plochy o velikosti do 150 m² (viz tabulku 1 s údaji o lokalitách, str. 17) sousedící s okolní „nenarušenou“ vegetací podrostu jako v mém případě. Stejná skutečnost by mohla vysvětlovat nesoulad s grafem průměrného obratu druhů na plochách, který ukazuje, že v roce 2010 už byl úbytek druhů větší, než počet nově přichozích druhů i na lesních plochách. V tomto směru může možná do celé věci vnést více světla srovnání středových a okrajových ploch.

Okraje a středy ploch

Na okrajích ploch byla pokryvnost i počet druhů prokazatelně vyšší než ve středech. Také mortalita byla na okraji ve třetím roce už vyšší (netestováno) než počet nově přichozích kolonizátorů, zatímco ve středech mortalita počtu nových kolonizátorů stále nedosáhla (graf 12, str. 40). Kumulativní počet druhů za všechny časové řezy se však mezi okraji a středy ploch nelišil. Nasnadě je tedy otázka, jak je možné, že ve středu se v průběhu času objevil podobný počet nových druhů jako na okraji, ale mortalita ještě nepřerostla počet nových kolonizátorů.

Akumulační křivky neberou v potaz, že by se některý druh objevil pouze v jednom roce, pak zmizel a případně se znovu objevil. Každý nový druh je zaznamenán pouze jednou. Různé objevování se/neobjevování se jednoho druhu v čase se však může projevit v grafech s průměrným obratem druhů. Z hlediska akumulacních křivek se do středu už dostal podobný počet druhů jako na okraji, avšak podle výsledků testovaných analýz je počet druhů ve středech nižší a mají nižší pokryvnost. Domnívala bych se tedy, že pokud se dostane nějaký druh do středu plochy, má malou pokryvnost a nevydrží tam moc dlouho. Nižší pokryvnost je vysvětlitelná tím, že se vegetativně šířící druhy z okrajů (např. *Anemone*

nemorosa, *Carex brizoides* a *Rubus idaeus*) ještě nestihly našít do středu s dostatečně velkou pokryvností a druhy šířící se semeny nemají tendence vytvářet „kobercové porosty“. Pokud ale kolonizátoři ve středu moc dlouho nevydrží mělo by se to projevit v nárůstu mortality, jenomže ve středu je v roce 2010 mortalita (narozdíl od okrajů) minimální.

Tyto rozpory neumím v tuto chvíli jasně interpretovat, nejpravděpodobnějším vysvětlením je skutečnost, že rok 2010 je vlastně tvořen pouze jarním záznamem, čímž mohlo dojít ke zkreslení. Na základě osobního pozorování se sice domnívám, že právě jaro je v lese opravdu tou důležitější sezónou, přesto se mohlo stát, že se některé druhy v době jarního záznamu z různých důvodů (např. letošní dlouhá zima) doposud neobjevily, a mohly by se objevit v podzimním záznamu, čímž by klesl počet druhů ve sloupci s mortalitou. O ustálení či neustálení počtu druhů na lesních plochách není v tuto chvíli možné dělat žádné závěry, k tomu by bylo potřeba pozorovat plochy během delší časové řady.

5.2.2 Druhové složení vegetace

Světlá pod Ještědem

Do konce sledování ploch se ve Světlé, stejně jako v práci autorů DeMeester et Richter (2010), objevila diverzifikovaná společenstva, ve kterých byly zastoupeny byliny, traviny i semenáčky dřevin. DeMeester et Richter (2010) dále zmiňují, že se obnova vegetace na zkoumaných plochách vydala různými směry a považují to za artefakt příliš malé snímkové plochy. I na bezlesí ve Světlé se vyvíjela rostlinná společenstva na jednotlivých plochách různými směry, ale více než malé snímkové ploše to lze přičíst původní heterogenitě ploch. Přidáním dvou středových čtverců (K2-S a K6-S; ve Světlé jich více nebylo) se totiž celkový počet 85 druhů zvýšil pouze o 4 další druhy.

Přestože jsou plochy tolik heterogenní, lze u nich vysledovat určité podobné rysy, které by mohly ovlivňovat nově zakládaná společenstva. Hned v prvním roce se objevilo na většině ploch několik druhů ze SB, které už na těchto plochách stabilně přetrvaly po celou dobu sledování. Mezi takové druhy patří například *Epilobium montanum*, *Poa pratensis* agg., *Urtica dioica* a *Stellaria media*, tedy spíše plevelné druhy, které produkují velké množství semen s dlouhou klíčivostí a dormancí. Stabilně přetrvávaly také některé druhy z okolí – *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Rubus idaeus*, *Fraxinus excelsior* a *Equisetum arvense*, z nichž se některé šíří spíše semeny a jiné vegetativně. Nelze tedy jednoznačně říci, že by mezi prvními kolonizátory z okolní vegetace byli jednoznačně upřednostňovány druhy z jedné či druhé skupiny.

V průběhu času dále přicházely na plochy různé druhy z odlišných skupin. V prvním roce se objevovaly hlavně jednoleté plevely (např. *Polygonum arenastrum*, *Chenopodium polyspermum*), později byly plochy více zarůstány trávami (*Poa pratensis* agg., *Dactylis glomerata*), ale vzrostl i podíl ruderálních druhů (např. *Urtica dioica*) a druhů zarůstajících disturbance (např. *Ranunculus repens*, *Hypericum maculatum*). Plevelné a ruderální druhy si zachovaly značný podíl, i když menší než 82 % pozorovaný v jiných studiích (DeMeester et Richter 2010). Invazních druhů se objevilo na sledovaných plochách relativně málo (čtyři ve Světlé – *Veronica hederifolia* agg., *Cirsium arvense*, *Solidago canadensis* a *Impatiens parviflora*; jeden v Novém Městě – *I. parviflora*). *Veronica hederifolia* vymizela, *Impatiens parviflora*, jakožto jednoletý druh, je již také na ústupu. Významnější riziko z hlediska směřování vývoje vegetace na vyčištěných plochách představuje především *Cirsium arvense*, jehož pokryvnost roste.

Ztracený potok

Zkoumané lesní plochy u Ztraceného potoka byly co se týče druhového složení výrazně homogennější než plochy ve Světlé. Zároveň se zde variabilita druhového složení vegetace výrazně více měnila v čase než mezi jednotlivými plochami, což však bylo pravděpodobně způsobeno již zmíněným výrazným jarním aspektem, kdy se na podzim neobjevovaly téměř další druhy, jen ubývaly ty jarní.

Přestože jsou plochy relativně homogenní co se týče všech druhů, které se tam kdy objevily, nelze jasně říci, které druhy pocházejí ze semenné banky a okolí (diskutováno též níže na str. 59). Na různých plochách se tyto dvě skupiny různě prolínají a těžko lze určit, že by některý druh byl typickým kolonizátorem ze SB, nebo okolí. Asi nejčastějším stabilním druhem ze SB přesto byly *Betula pendula* a *Carex brizoides*, z okolí pak hlavně *Anemone nemorosa*, *Acer platanoides* a *Acer pseudoplatanus*.

Co se týče rozdílů v druhovém složení mezi okraji a středy ploch, opět neexistuje žádné jasné rozložení. Nelze říci, že by se některý druh pomalu šířil a tak se vyskytoval jen na okrajích, nebo obráceně. Některé druhy se na některých plochách objevovaly ve středu a na jiných zase na okraji ploch. Vzhledem k tomu, že velmi častými kolonizátory ploch byly také semenáčky dřevin (někdy tvořily dřeviny i více než polovinu celkového množství druhů ve čtvercích, osobní pozorování), domnívám se, že je výsledné rozložení vegetace podmíněné spíše přítomností dospělého množícího se jedince dřevinného druhu v okolí plochy, či přímo na ploše. Na některých plochách se přesto hlavně na okraji vyskytovaly např. *Carex brizoides* a *Rubus idaeus*, tedy vegetativně se šířící druhy. Pouze ve středech se nejčastěji objevovala

Betula pendula, šířící se semeny. Právě *Betula pendula* je však podle mne dobrým ilustračním příkladem toho, že záleží na pozici množícího se jedince.

Z invazních druhů se u Ztraceného potoka objevila pouze *Impatiens parviflora*. Časem se sice zvyšoval počet ploch s jejím výskytem, ale na plochách, kde se *I. parviflora* vyskytovala již delší dobu, její pokryvnost klesala. Zřejmě je tedy tento druh pouze jedním z brzkých kolonizátorů, který ale zatím v daných podmínkách příliš neprofituje. Není také bez zajímavosti, že na jaře 2010 pokryvnost netýkavky velmi rapidně poklesla, ačkoliv se jinak v tomto období na plochách u Ztraceného potoka průměrná pokryvnost druhů zvýšila.

Semenná banka a okolí

Zajímavou je také otázka vývoje skladby kolonizujících druhů podle jejich původu (SB, okolí) a stálosti (stálé druhy a fluktuanti). Výsledky mé práce ji bohužel nemohou jednoznačně zodpovědět, protože všechny provedené statistické testy byly nesignifikantní. To však při dosavadním malém počtu vzorků a vysoké heterogenitě ploch nenaznačuje závěry ani v jednom směru (tj. podíl jednotlivých skupin druhů se liší/neliší s postupujícím časem). Zajímavé je ale už samo rozložení počtů druhů mezi jednotlivými kategoriemi.

Ve Světlé byl podíl stabilních druhů z okolí v roce 2009 přibližně 2,5x vyšší než podíl stabilních druhů ze semenné banky (19 % ku 49 %), zatímco na Ztraceném potoce byl tento podíl ve stejném roce mnohem vyšší (téměř 7x více stabilních druhů z okolí; viz grafy 9A,B, str. 37). Za povšimnutí stojí také všeobecně klesající podíl fluktuantů ve Světlé (ze 45 % v roce 2007 na 32 % v roce 2009), což by mohlo být spojeno se stabilizací druhového složení společenstev a zapojení vegetace, snižujícím míru uchycování nových druhů. Naopak podíl fluktuantů na Ztraceném potoce v roce 2009 vzrostl oproti prvnímu roku z 24 % na 39 %. Situace na lokalitě na Ztraceném potoce je však vysvětlitelná tím, že plochy byly sledovány pouze po dobu dvou celých let, takže není možné zjistit, které druhy objevivší se teprve ve druhém roce budou ve společenstvu nadále přetrvávat. To při celkově pomalejším vysycování druhů v lese vede k obtížné interpretaci podílu jednotlivých skupin v grafech pro lokalitu Ztraceného potoka.

Problematické je také jednoznačné určení, zda druh kolonizoval plochu ze semenné banky či z okolí. V celé DP totiž pracuji s předpokladem, že z objevivších se rostlin žádná nepřežila vyčištění ploch za pomoci herbicidu, avšak přinejmenším pro lesní druhy jsou zdokumentovány případy, kdy po aplikaci herbicidu dokázaly zregenerovat z oddenků (cf. Peter et Harrington 2009). Toto určení by bylo možné zpřesnit pouze pomocí vegetačního průzkumu ploch ještě před aplikací herbicidu, což není vzhledem k reálné situaci možné.

Výběr území, na kterém bude eradikace křídlatek probíhat je totiž velmi neprediktabilní. Většinou bohužel závisí na výši dotací a tak je strategické plánování velmi často měněno v průběhu eradikační akce.

Regenerace, kolonizace ze semenné banky a kolonizace z okolí jsou také často těžko odlišitelné kvůli specifikům biologie jednotlivých druhů. Příkladem druhu, u něhož jsou teoreticky možné všechny tři varianty je přeslička rolní (*Equisetum arvense*), která také kolonizovala některé plochy ve Světlé. Šance detekovat gametofyty, které vyklíčí ve skleníku ze spor v semenné bance, je relativně nízká vzhledem ke skutečnosti, že gametofyty jsou podzemní a navíc heterotrofní (Novák 1971). Proto nevíme, zda byla přeslička přítomna v semenné bance. Přeslička rolní je navíc velmi odolná vůči glyfosátu (Torstensson et Borjesson 2004) a nelze proto vyloučit možnost jejího přežití po ošetření glyfosátem. Dalším faktorem, který nám znesnadňuje určení, odkud se přeslička vzala, je její rozsáhlý oddenkový systém, který by jí mohl umožnit rychle se rozšířit do vyčištěných ploch vegetativně (Novák 1971).

Poměr v terénu vyklíčivších druhů ze semenné banky ku druhům vyklíčivším ve skleníku se v případě obou lokalit pohyboval okolo jedné třetiny, což je obvyklý výsledek i bez ošetření herbicidem (Pascal Vittoz, ústní sdělení). Není tedy důvodu se domnívat, že by SB byla nějakým faktorem (alelopatie, herbicid,...) vyloženě inhibována, nelze však vyloučit, že tyto faktory způsobují nějaké preferenční posuny ve složení klíčících druhů, jako se děje po aplikaci jiných hubících látek (Hanley et Fenner 1997) či méně jednoznačně i u samotného glyfosátu (Steenwerth et al. 2010).

5.2.3 Půdní poměry

Vitousek (1990) jako první poukázal na to, že invazní druhy mohou na invazi zasažených stanovištích pozměňovat půdní procesy, což bylo potvrzeno také ve studiích, které se podrobněji zabývaly změnou půdních poměrů v důsledku invaze křídlatek (např. Vanderhoeven et al. 2005, Dassonville et al. 2007, 2008). Na základě výsledků provedených laboratorních půdních analýz a pokusu s přežíváním druhu *Carex brizoides* však nelze konstatovat, že by křídlatky výrazně měnily dostupnost živin v půdě na lesních plochách, na nichž to bylo zkoumáno, ani že by na nich v dlouhodobém horizontu výrazně ovlivňovaly podmínky pro růst jedinců jiných druhů.

Existuje několik možných vysvětlení, proč se tyto výsledky neshodují s výsledky výše jmenovaných studií. Zatímco předchozí autoři provedli půdní odběry přímo ve vzrostlých

porostech křídlatky, odběry půdních vzorků v rámci mé diplomové práce byly provedeny až 9 měsíců po posledním postřiku křídlatek. Biggerstaff et Beck (2007) ve svém experimentu s eradikací břečťanu prováděli odběry půdy několikrát po sobě vždy s dvouměsíční pauzou a v každém dalším odběru pozorovali pokles hodnoty pH, dusíku, fosforu a dalších prvků, zřejmě v důsledku vymývání prvků z lesní půdy nepokryté vegetací. Je tedy možné, že kvůli zpětnému poklesu hladin měřených prvků v průběhu času již nebyla po 9 měsících detekovatelná žádná změna, ačkoliv jsem předpokládala, že změna živinových poměrů nějakou dobu přetrvává.

Možný je také zcela opačný pohled, a to že půda v nivě Ztraceného potoka je velmi živinově bohatá a proto křídlatka množství dostupných živin naopak snižovala (viz Dassonville et al. 2007, 2008). Vyrovnání hladin mezi stanovišti zasaženými a nezasazenými invazí mohlo být později podpořeno rozkladem glyfosátu, který obsahuje hodně fosforu a dusíku. Případně mohla křídlatka naakumulovat velké množství živin ve své biomase a ty se nestačily kvůli jejímu velmi pomalému rozkladu do půdy vrátit. Obzvláště v oddencích totiž může být skladováno velké množství dusíku, které má křídlatkám na jaře napomoci rychle se rozrůst a šířit (Aguilera 2010). Těmto možným výkladům sice trochu nahrává skutečnost, že naměřené hladiny prvků z nezasazeného okolí byly o trochu vyšší (v řádu miligramů nebo desetin procenta) než ve vzorcích ze stanovišť zasažených invazí, avšak jedná se o minimální rozdíl.

Za nejpravděpodobnější proto považuji vysvětlení, že křídlatka vůbec nemusela být na plochách dostatečně dlouho na to, aby se její vliv vůbec mohl stihnout nějak výrazněji projevit, a pokud ano, bylo množství testovatelných vzorků (a související síla testu) příliš nízké na to, aby mohl být tento vliv detekován.

5.2.4 Vliv výsevů

Výsevový pokus měl ukázat, jestli je dosetím semen možné ovlivňovat průběh sekundární sukcese a posunout vývoj výsledných společenstev námi zvolným směrem. Na plochách ve Světlé se objevilo celkem 19 z 24 vysetých druhů, a přestože se 13 z nich vyskytlo i v kontrolách, zaujímaly vyseté druhy v osetých čtvercích prokazatelně vyšší podíl než ve čtvercích kontrolních. Stejně tak měly oseté čtverce vyšší počet druhů, naopak celková pokryvnost vegetace byla vyšší v kontrolních čtvercích. Tento jev si neumím moc dobře vysvětlit – snad by to mohl být artefakt malého množství pozorování, nebo se ve výsevech častěji uchycovaly druhy, které nemají sklony k vegetativnímu šíření a jejich pokryvnost se

zvyšovala pomaleji. Přesto pomohlo dodání semen trochu pozměnit trajektorii sekundární sukcese na bezlesí v námi požadovaném směru, tj. k lučním společenstvům svazu Arrhenatherion (viz seznam vyšetých druhů v příloze 1, str. 70).

Podobné závěry rozhodně nelze učinit o výsevech na lesních plochách. Z devíti vyšetých druhů se objevily pouze tři a dva z nich byly také v kontrolách. Rozdíly v počtech druhů a pokryvnostech mezi výsevy a kontrolami byly sice netestovatelné, avšak na základě osobního pozorování se domnívám, že výsevy opravdu neměly na vývoj vegetace žádný vliv. Možným vysvětlením by mohlo být to, že oproti bezlesí přibližně čtvrtinový počet vyšetých semen v lese nebyl dostatečný (cf. Sheley et al. 2005). K podobnému výsledku ale došli i Biggerstaff et Beck (2007), kteří zkoumali, jak se uchytí semenáčky vyšetých druhů, pokud bude břečťan likvidován ručním vytrháváním, nebo herbicidem. Oproti ručnímu vytrhávání nemělo po aplikaci glyfosátu v podstatě vůbec smysl výsevy provádět, zřejmě právě v důsledku odumřelé biomasy volně ponechané k rozkladu a zvyšující zástin ploch. Autoři z toho vyvozují, že je potřeba se nad obnovou invazí zasažených ekosystémů opravdu komplexně zamyslet a nezanedbat ani fáze po vlastní eradikaci. Třebaže se herbicid ukázal být dobrým prostředkem likvidace břečťanu, následný výsev byl zcela zbytečnou investicí. Naopak vytrhávání sice bylo náročnější, ale spolu s výsevem pak vedlo k obnově domácích společenstev a potlačení nepůvodních druhů. Efektivní rozvržení vynaložených nákladů také může pomoci při alokaci dotací v budoucích podobných programech (Montalvo et al. 2002).

Díváme-li se na věc touto optikou, vyvstává otázka, nakolik byl výsev na bezlesí přes prokázané zvýšení počtu cílových druhů nezbytný. Druhovú skladbu vegetace ve výsevech na bezlesí sice byla pozměněna, ale stalo se to za cenu vysetí přibližně 20 000 semen do každého výsevového čtverce o velikosti 1 m² (cena osiva se mohla pohybovat mezi 30-40 Kč na čtverec). Možná jsou to ale zcela zbytečné výdaje a většina těchto druhů by se na plochy postupem času přece jen našířila přirozeně.

Pouze tři z vyšetých druhů (*Dactylis glomerata*, *Hypericum maculatum* a *Poa pratensis* agg.) se vyskytovaly v semenné bance a objevily se zároveň i na plochách, ke kterým příslušely vzorky, ve kterých vyklíčily ve skleníku. Ostatních deset druhů, které se vyskytly v kontrolách (průměrně tři druhy na kontrolu v jednom časovém řezu), se dostalo na plochy z okolí. Výsevem se počet žádoucích druhů na ploše zdvojnásobil (průměrně šest druhů na výsev v jednom časovém řezu), ale celkový počet druhů ve výsevech se oproti kontrolám zvětšil přibližně jen o ty tři vyseté druhy (viz graf 18A, str. 47). Je také více než pravděpodobné, že postupem času by se do kontrol došířily i některé další vyseté druhy. Na jaře 2010 už se podíl vyšetých druhů mezi výsevy a kontrolami dokonce ani nelišil (viz

graf 16, str.). Pokud by tento trend pokračoval i v dalších časových záznamech, znamenalo by to, že vliv výsevů se projeví pouze v časných sukcesních stadiích a neovlivněnou sukcesí společenstva dokonvergují (byť později) do podobného stavu. Tato teorie by však potřebovala delší sledování ploch a zřejmě i jiný design pokusu, protože v tuto chvíli nelze zároveň s jistotou říci, že se vyseté druhy nešíří do kontrol právě z výsevů.

5.2.5 Invazní druhy

Spolu s autory DeMeester et Richter (2010), kteří se zabývali odstraněním invazní trávy *Microstegium vimineum*, lze konstatovat, že invaze křídlatek nebyla prostě nahrazena invazí jiného druhu. Přesto se obnova společenstev neobešla bez výskytu dalších nepůvodních druhů, jako to bylo pozorováno i v jiných studiích, zabývajících se odstraněním invazního druhu (např. *Impatiens glandulifera* v Hulme et Bremner 2006; *Cynodon dactylon* v Mau-Crimmins 2007; *Microstegium vimineum* v DeMeester et Richter 2010). Na ruderalním bezlesí ve Světlé se objevily celkem čtyři invazní druhy, zatímco na lesních plochách pouze jeden. Žádný z nich však zatím nepředstavuje žádné vážnější nebezpečí, i když to do budoucna hlavně u druhů *Cirsium arvense* a možná i *Solidago canadensis* nelze úplně vyloučit. Ačkoliv se ve Světlé a na Ztraceném potoce objevily ve výsevech pouze *Cirsium arvense*, *Solidago canadensis* a *Impatiens parviflora*, nelze říci, jestli výsevy přispívají k potlačení invazních druhů, jak bylo pozorováno ve studii Rowe et Brown (2008), kde sice výsevy nevedly k potlačení invazní trávy *Bromus tectorum*, ale ostatní nepůvodní druhy marginálně signifikantně potlačeny byly.

Největší nebezpečí pro obnovované plochy však většinou hrozí od původně eradikovaného druhu, který mívá tužší kořínek, než si myslíme. Letos při jarním záznamu jsem bohužel pozorovala, že křídlatka začala na některých plochách ve Světlé znovu obrážet a zřejmě se, ještě více posílena přestátou zkouškou, co nevidět rozroste nejen do původního stavu. Tato situace bohužel není až tak neobvyklá, jak nás zpravují i autoři některých jiných studií. Po skončení tříletého pravidelného vytrhávání trávy *Microstegium vimineum*, které vedlo k tvorbě značně diverzifikovaného společenstva, se tento invazní druh během jediného roku vrátil a zničil celou doposud provedenou práci (DeMeester et Richter 2010). *Phragmites australis* začal po pěti letech od jeho eradikace velmi úspěšně regenerovat a bez dalšího zásahu se co nejdříve vrátí do předchozího rozsahu (Ailstock et al. 2001). Ani v případě křídlatek není příliš mnoho důvodů věřit tomu, že by nově vznikající společenstva dovedla reinvazi zabránit.

6 Závěr

Po eradikaci křídlatek se rostlinná společenstva začala obnovovat hned od prvního roku sledování a počet druhů na plochách na bezlesí se od druhého roku poměrně stabilizoval, což vzhledem k délce sledování nelze potvrdit pro lesní lokalitu. Pomalé zarůstání ploch vegetačním krytem bylo způsobeno spíše neodstraněnou odumřelou biomasou, ponechanou k volnému rozkladu, než přetrvávajícími reziduy nerozloženého glyfosátu v půdě.

Druhovité složení vegetace na plochách na bezlesí bylo velmi variabilní, ale variabilita vegetace jednotlivých ploch se v čase příliš neměnila a více byla podmíněna už počáteční heterogenitou ploch, která posunula trajektorie sekundární sukcese odlišnými směry. V lese se naopak variabilita vegetace na plochách v průběhu sledování výrazně více měnila, což bylo způsobeno hlavně absencí jarních druhů v podzimním záznamu. Na všech plochách se objevila přibližně třetina druhů, které vyklíčily z odebraných vzorků semenné banky.

Na okraji a ve středu vyčištěných ploch se skutečně objevily rozdíly v průběhu kolonizace. Přestože se kumulativní počet druhů na konci sledování na obou pozicích nelišil, vyskytovalo se ve středech během sledování prokazatelně méně druhů a jejich celková pokryvnost také byla nižší. Na okrajích se o něco častěji objevovaly vegetativně se šířící druhy, naopak ve středu byly trochu častějšími kolonizátory druhy šířící se semeny.

Vliv křídlatek na změnu půdních poměrů nebyl detekován ani v laboratorních analýzách, ani při pokusu s přežíváním *Carex brizoides*, avšak závěrům nelze přikládat vysokou váhu kvůli designu a vývoji tohoto experimentu. Půdní odběry zase mohly být provedeny příliš pozdě a v nedostatečném počtu opakování nebo se křídlatka na zkoumaných lesních plochách nevyskytovala dostatečně dlouho na to, aby se mohl její efekt projevit.

Výsevy na bezlesí zvýšily počet druhů na ploše o tolik druhů, kolik se jich z těch 24 vyšetřých průměrně vyskytlo ve výsevech navíc oproti kontrolám. Z hlediska zvyšování druhové diverzity na plochách na bezlesí, nemluvě o lese, jsou tedy výsevy při stávajícím způsobu eradikace křídlatek v podstatě zbytečné. Z hlediska nasměrování sekundární sukcese pro nás žádoucím směrem lze spatřovat jejich jistou hodnotu v dodání druhů, které sice v cílových společenstvech očekáváme, ale nebyly přítomny ani v blízkém okolí ani v semenné bance (např. *Heracleum sphondylium*).

V průběhu sledování se na některých plochách vyskytly jiné invazní druhy, některé se i šíří (např. *Cirsium arvense*), avšak nejvíce nebezpečné jsou pro zdárné zotavení vegetace křídlatky, které letos na jaře začaly na plochách (i přes dosetí druhů) znovu obrážet. Domnívám se proto, že je potřeba se nad celou situací hlouběji zamyslet a snažit se hledat

efektivnější přístupy, místo toho abychom nadále zbytečně plýtvali finančními zdroji z veřejného rozpočtu na masivní nasazení lidí a hektolitrů herbicidu v jednorázových akcích bez další koncepce péče o krajinu zbavenou křídlatek.

7 Citovaná literatura

- Aguilera A. G., Alpert P., Dukes J. S. & Harrington R. (2010): Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions* 12: 1243-1252.
- Ailstock M. S., Norman C. M. & Bushmann P. J. (2001): Common reed *Phragmites australis*: Control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restoration Ecology* 9: 49-59.
- Amrhein N., Deus B., Gehrke P. & Steinrücken H. Ch. (1980): The site of the inhibition of the shikimate pathway by glyphosate. II. Interference of glyphosate with chorismate formation *in vivo* and *in vitro*. *Plant Physiology* 66: 830-834.
- Bailey J. P. & Conolly A. P. (2000): Prize-winners to pariahs – A history of Japanese Knotweed *s.l.* (Polygonaceae) in the British Isles. *Watsonia* 23: 93-110.
- Bashtanova U. B., Beckett K. P. & Flowers T. J. (2009): Review: Physiological approaches to the improvement of chemical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Weed Science* 57: 584-592.
- Beerling D. J., Bailey J. P. & Conolly A. P. (2004): *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *Journal of Ecology* 82: 959-979.
- Biggerstaff M. S. & Beck Ch. W. (2007): Effects of method of English ivy removal and seed addition on regeneration of vegetation in a southeastern piedmont forest. *American Midland Naturalist Journal* 158: 206-220.
- Bímová K., Mandák B. & Kašparová I. (2004): How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility. *Journal of Vegetation Science* 15: 495-504.
- Bímová K., Mandák B. & Pyšek P. (2001): Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. – In: Brundu G., Brock J., Camarda I., Child L. & Wade M. (eds.): *Plant invasions – Species ecology and ecosystem management*, p. 283-290, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Bímová K., Mandák B. & Pyšek P. (2003): Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). *Plant Ecology* 166: 1-11.
- Callaway R. M. & Aschehoug E. T. (2000): Invasive plants versus their new and old neighbours: A mechanism for exotic invasion. *Science* 290: 521-523.
- Callaway R. M. & Ridenour W. M. (2004): Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 436-443.
- Cornish P. S. (1992): Glyphosate residues in a sandy soil affect tomato transplants. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 32: 395-399.
- Cornish P. S. & Burgin S. (2005): Residual effects of glyphosate herbicide in ecological restoration. *Restoration Ecology* 13: 695-702.
- Cottrell H. J. (1947): Tetrazolium salt as a seed germination indicator. *Nature* 159: 748.
- Crawley M. J. (2007): *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, pp. 942.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Gruber W. & Meerts P. (2007): Invasion by *Fallopia japonica* increases topsoil mineral nutrient concentrations. *Écoscience* 14: 230-240.
- Dassonville N., Vanderhoeven S., Vanparys V., Hayez M., Gruber W. & Meerts P. (2008): Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia* 157: 131-140.
- Demek J. [ed.] (1965): *Geomorfologie českých zemí*. Nakladatelství ČSAV, Praha, pp. 89,93.
- DeMeester J. E. & Richter D. deB. (2010): Restoring restoration: removal of the invasive plant *Microstegium vimineum* from a North Carolina wetland. *Biological Invasions* 12: 781-793.
- De Waal L. C. (2001): A viability study of *Fallopia japonica* stem tissue. *Weed Research* 41: 447-460.
- Doležalová H. (2009): Konflikt veřejných zájmů ve světle směrnice 2009/28/ES o podpoře využívání energie z obnovitelných zdrojů a vývoje relevantní právní úpravy. – In: *Dny práva – 2009 – Days of Law: the Conference Proceedings*, 1. edition, Masarykova universita, Brno, 2018-2029.
- Eberbach P. L. & Douglas L. A. (1983): Persistence of glyphosate in a sandy loam. *Soil Biology and Biochemistry* 15: 485-487.
- Fan P., Hay A.-E., Marston A., Lou H. & Hostettmann K. (2009): Chemical variability of the invasive neophytes *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. and *Polygonum sachalinensis* F. Schmidt & Maxim. *Biochemical Systematics and Ecology* 37: 24-34.
- Fan P., Hostettmann K. & Lou H. (2010): Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (Polygonaceae). *Chemoecology* 20: 223-227.
- Feng Y. & Thompson D. G. (1990): Fate of glyphosate in a Canadian forest watershed. 2: Persistence in foliage and soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 38: 1118-1125.
- Flory S. L. & Clay K. (2009): Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology* 46: 434-442.

- Forman J. & Kesseli R.V. (2003): Sexual reproduction in the invasive species *Fallopia japonica* (Polygonaceae). *American Journal of Botany* 90: 586-592.
- Geiger D. R. & Bestman H. D. (1990): Self-limitation of herbicide mobility by phytotoxic action. *Weed Science* 38: 324-329.
- Gerber E., Krebs Ch., Murrell C., Moretti M., Rocklin R. & Schaffner U. (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* 141: 646-654.
- Hanley M. E., Fenner M. (1997): Effects of molluscicides on seedlings of four grassland plant species. *Journal of Applied Ecology* 34: 1479-1483.
- Holländer H. & Amrhein N. (1980): The site of the inhibition of the shikimate pathway by glyphosate. I. Inhibition by glyphosate of phenylpropanoid synthesis in buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench.). *Plant Physiology* 66: 823-829.
- Holmes P. M. (2001): Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: Effects of topsoil depth, seed source and fertilizer addition. *Restoration Ecology* 9: 71-84.
- Horn P. & Prach K. (1995): Aerial biomass of *Reynoutria japonica* and its comparison with that of native species. *Preslia*, Praha, 66: 345-348.
- Hulme P. E. & Bremner E. T. (2006): Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43: 43-50.
- Chiba N. & Hirose T. (1993): Nitrogen acquisition and use in three perennials in the early stage of primary succession. *Functional Ecology* 7: 287-292.
- Child, L. E. & Wade, M. (2000): The Japanese knotweed manual. Packard Publishing Limited, Chichester. pp
- Chrtěk J., Chrtěková A. (1983): *Reynoutria x bohémica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. *Journal of the National Museum (Prague), Natural History Series* 152: 120.
- Inderjit B. & Nishimura H. (1999): Effect of the anthraquinones emodin and physcion on availability of selected soil inorganic ions. *Annals of Applied Biology* 135: 425-429.
- Inoue M., Nishimura H., Li H. H. & Mizutani J. (1992): Allelochemicals from *Polygonum sachalinense* Fr. Schm. (Polygonaceae). *Journal of Chemical Ecology* 18: 1833-1840.
- Kodým O., Fusán O. & Matějka A. [eds.] (1967): Geologická mapa ČSSR – Západ; měřítko 1:500 000. Ústřední ústav geologický, Praha.
- Kourtev P. S., Huang W. Z. & Ehrenfeld J. G. (1999): Differences in earthworm densities and nitrogen dynamics in soils under exotic and native plant species. *Biological Invasions* 1: 237-245.
- Lakon G. (1949): The topographical tetrazolium method for determining the germination capacity of seeds. *Plant Physiology* 24: 389-394.
- Lecerf A., Patfield D., Boiché A., Riipinen M. P., Chauvet E. & Dobson M. (2007): Stream ecosystem respond to riparian invasion by Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 1273-1283.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & De Poorter M. (2004): 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. Invasive Species Specialist Group (ISSG). Updated and reprinted version, pp.12.
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, Global consequences and control. *Ecological Applications* 10: 689-710.
- Maerz J. C., Blossey B. & Nuzzo V. (2005): Green frogs show reduced foraging success in habitats invaded by Japanese knotweed. *Biodiversity and Conservation* 14: 2901-2911.
- Mallik A. U. & Pellissier F. (2000): Effects of *Vaccinium myrtillus* on spruce regeneration: Testing the notion of coevolutionary significance of allelopathy. *Journal of Chemical Ecology* 26: 2197-2209.
- Mandák B. & Pyšek P. (2002): *Reynoutria*. In: Hrouda L., Chrtěk J. jun., Kaplan Z., Kirschner J., Kubát K. & Štěpánek J. [eds.]: Klíč ke květeně ČR, p. 201-202, Academia, Praha.
- Mandák B., Pyšek P. & Bímová K. (2004): History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76: 15-64.
- Maruta E. (1983): Growth and survival of current-year seedling of *Polygonum cuspidatum* at the upper distribution limit on Mt. Fuji. *Oecologia* 60: 316-320.
- Maruta E. (1994): Seedling establishment of *Polygonum cuspidatum* and *Polygonum weyrichii* var. *alpinum* at high altitudes of Mt. Fuji. *Ecological Research* 9: 205-213.
- Mau-Crimmins T. M. (2007): Effects of removing *Cynodon dactylon* from a recently abandoned agricultural field. *Weed Research* 47: 212-221.
- Maurel N., Salmon S., Ponge J.-F., Machon N., Moret J. & Muratet A. (2010): Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? *Biological invasions* 12: 1709-1719.

- Mayerová H. (2009): Druhové vlastnosti určující reakci rostlin na pastvu ovcí a koz na modelové lokalitě Pání hora v CHKO Český kras. Ms. – diplomová práce. Deponováno v knihovně katedry botaniky, přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita v Praze, pp. 68.
- McKinney M. L. (2004): Measuring floristic homogenization by non-native plants in North America. *Global Ecology and Biogeography* 13: 47-53.
- Mitsch W. J. & Wilson R. F. (1996): Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time and self-design. *Ecological Applications* 6: 77-83.
- Mitsch W. J., Wu X., Nairn R. W., Weihe P. E., Wang N., Deal R. & Boucher Ch. E. (1998): Creating and restoring wetlands – A whole-ecosystem experiment in self-design. *Bioscience* 48: 1019-1030.
- Montalvo A. M., McMillan P. A. & Allen E. B. (2002): The Relative Importance of Seeding Method, Soil Ripping, and Soil Variables on Seeding Success. *Restoration Ecology* 10: 52-67.
- Münzbergová Z. (2000): Obnova druhově bohatých společenstev xerothermních trávníků – pohled z různých stran. Ms. – diplomová práce. Deponováno v knihovně katedry botaniky, přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita v Praze, pp. 160.
- Myers J. H., Simberloff D., Kuris A. M. & Carey J. R. (2000): Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 316-320.
- Novák F. A. (1971): Československé přesličky. Academia, Praha, pp. 81.
- Oksanen J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G. L., Slymos P., Stevens M. H. H. & Wagner H. (2009): vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15-3. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>
- Olden J. D. & Poff N. L. R. (2003): Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist* 162: 442-460.
- Olsen S. R., Cole C. V., Watanabe F. S. & Dean L. A. (1954): Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. of Agric. 939.
- Penn D. J. & Lynch J. M. (1982): Toxicity of glyphosate applied to roots of barley seedlings. *New Phytologist* 90: 51-55.
- Peter D. H. & Harrington C. (2009): Six years of plant community development after clearcut harvesting in western Washington. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 308-319.
- Prach K., Barth S., Joyce Ch. B., Pyšek P., van Diggelen R. & Wiegand G. (2001): The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111-114.
- Pyšek P., Sádlo J. & Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97-186.
- Ranjan R. (2008): Environmental restoration of invaded ecosystems: How much versus how often? *Journal of Environmental Management* 86: 616-626.
- R Development Core Team (2008): R: A language and environment for statistical computing; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.r-project.org>.
- Rowe H. I. & Brown C. S. (2008): Native plant growth and seedling establishment in soils influenced by *Bromus tectorum*. *Rangeland Ecology & Management* 61: 630-639.
- Seabloom E. W. & van der Valk A. G. (2003): Plant diversity, composition and invasion of restored and natural prairie pothole wetlands: implications for restoration. *Wetlands* 23: 1-12.
- Shea K. & Chesson P. (2002): Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 170-176.
- Sheley R. L., Jacobs J. S. & Svejcar T. J. (2005): Integrating disturbance and colonization during rehabilitation of invasive weed-dominated grasslands. *Weed Science* 53: 307-314.
- Schultz M. E. & Burnside O. C. (1980): Absorption, translocation and metabolism of 2,4-D and glyphosate in Hemp Dogbane (*Apocynum cannabinum*). *Weed Science* 28: 13-20.
- Siemens T. J. & Blossey B. (2007): An evaluation mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (*Fallopia x bohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany* 94: 776-783.
- Skalický V. (1988): Regionálně fytogeografické členění. – In: Hejný S. & Slavík B. [eds.]: Květena České socialistické republiky 1., Academia, Praha, p. 116.
- Sprinkle P., Meggitt W. F. & Penner D. (1975a): Rapid inactivation of glyphosate in the soil. *Weed Science* 23: 224-228.
- Sprinkle P., Meggitt W. F. & Penner D. (1975b): Adsorption, mobility and microbial degradation of glyphosate in the soil. *Weed Science* 23: 229-234.
- Steenwerth K., Baumgartner K., Belina K. & Veilleux L. (2010): Vineyard weed seedbank composition responds to glyphosate and cultivation after three years. *Weed Science* 58: 310-316.
- Stenrød M., Charnay M. P., Benoit P. & Eklo O. M. (2006): Spatial variability of glyphosate mineralization and soil microbial characteristics in two Norwegian sandy loam soils as affected by surface topographical features. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 962-971.
- Suding K. N., Gross K. L. & Houseman G. R. (2004): Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 46-53.

- Šlechtová A. (2008): Vliv pastvy na stepní trávníky v CHKO Český kras na modelové lokalitě Pání hora. Ms. – diplomová práce. Deponováno v knihovně katedry botaniky, přírodovědecká fakulta, Karlova univerzita v Praze, pp. 57.
- Šrubař M. (2007): Návod na likvidaci tří druhů křídlatek. ZO ČSOP Kunčice p.O., pp. 12.
- ter Braak, C. J. F. (1988): CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principle components analysis and redundancy analysis. – Technical report: TNO Institute Wageningen, The Netherlands.
- Thorpe A. S., Thelen G. C., Diaconu A. & Callaway R. M. (2009): Root exudate is allelopathic in invaded community but not in native community: field evidence for the novel weapon hypothesis. *Journal of Ecology* 97: 641-645.
- Tolasz R. [ed.] (2007): Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav, Praha.
- Tomášek M. (2003): Půdy České republiky. Česká geologická služba, Praha.
- Torstensson L. & Borjesson E. (2004): Use of imazapyr against *Equisetum arvense* on Swedish railway tracks. *Pest Management Science* 60: 565–569.
- Třešňák M. (2004): Ekonomické aspekty biologické invaze rostlin rodu křídlatka – případová studie. Ms. – diplomová práce. Deponováno na katedře Sociální a kulturní ekologie, fakulta humanitních studií, Karlova univerzita v Praze, pp. 77.
- Urgenson L. S., Reichard S. H. & Halpern Ch. B. (2009): Community and ecosystem consequences of giant knotweed (*Polygonum sachalinense*) invasion into riparian forest of western Washington, USA. *Biological Conservation* 142: 1536-1541.
- Vanderhoeven S., Dassonville N. & Meerts P. (2005): Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil* 275: 169-179.
- Verheyen K., Guntenspergen G. R., Biesbrouck B. & Hermy M. (2003): An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *Journal of Ecology* 91: 731-742.
- Vitousek P. M. (1990): Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos* 57: 7-13.
- Vrchotová N. & Šerá B. (2008): Allelopathic properties of knotweed rhizome extracts. *Plant, Soil and Environment*. 54: 301-303.
- Weidenhamer J. D. & Callaway R. M. (2010): Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology* 36: 59-69.
- Zavaleta E. S., Hobbs R. J. & Mooney H. A. (2001): Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.
- Zbírál J. (1995): Analýza půd I – jednotné pracovní postupy, ÚKZÚZ, Brno.

Web (všechny adresy byly navštíveny 31. 8. 2010):

- web 1: <http://www.cbd.int/>
- web 2: http://www.bioinstitut.cz/documents/Strategie-CR_biodiverzita.pdf
- web 3: <http://www.pod.cz/projekty/Moravka-kridlatka/ZakInformace/metodikarev2602.pdf>
- web 4: http://www.roundup.cz/doc/cr_biaktiv.pdf
- web 5: <http://zivotni-prostredi.kraj-lbc.cz/page2733>
- web 6: <http://mapy.cz/#mm=FP@x=134335488@y=138188288@z=12>
- web 7: <http://mapy.cz/#mm=FP@x=134897792@y=138915200@z=13>
- web 8: <http://www.plantanaturalis.com/>

8 Přílohy

8.1 Příloha 1: Přehled vyšetých druhů

Tabulka 10: Přehled druhů vybraných pro výsevové pokusy; seznam je řazený od druhů, které se v daných biotopech vyskytují s největší pokryvností k druhům s nejmenší pokryvností; u druhů označených hvězdičkou byly údaje počítány pro nižší hmotnost a potom přepočteny na 0,25 g; šedě označené druhy se v terénu vůbec neobjevily, černě tenče označené druhy se objevily ve výsevech i kontrolách, černě tučně označené druhy se objevily pouze ve výsevech

Světlá pod Ještědem				
Vyšeté luční druhy	Průměrný počet semen v 0,25 g	± SE	Laboratorní klíčivost (%)	± SE
<i>Agrostis capillaris</i> *	3875	306	67,9	1,4
<i>Arrhenaterum elatius</i>	72	2	62,8	1,1
<i>Dactylis glomerata</i>	269	2	53,5	1
<i>Trifolium repens</i>	324	11	99,7	0,2
<i>Achillea millefolium</i>*	1771	139	85,1	2,7
<i>Alchemilla sp.</i> *	418	14	0	0
<i>Phleum pratense</i>*	635	24	40,5	1,5
<i>Trifolium pratense</i>	153	3	99,8	0,2
<i>Ranunculus acris</i>	210	2	55,9	3,3
<i>Galium mollugo</i> *	643	22	47,3	2,4
<i>Heracleum sphondylium</i>	58	3	0	0
<i>Holcus lanatus</i> *	765	51	6,4	1,7
<i>Poa angustifolia</i> *	1279	107	18,7	4,3
<i>Leontodon autumnalis</i> *	236	21	0	0
<i>Sanquisorba officinalis</i> *	291	3	5,3	0,5
<i>Trisetum flavescens</i> *	1778	56	2,6	0,5
<i>Lolium perenne</i>	180	4	89,4	3,5
<i>Hypericum maculatum</i> *	2512	80	63,7	3,1
<i>Festuca rubra</i>	288	9	66,2	3
<i>Deschampsia cespitosa</i> *	961	6,3	58,0	1,9
<i>Trifolium hybridum</i>	252	1	29,9	2,4
<i>Alopecurus pratensis</i>	267	11	24,6	5,1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	419	6	37,3	3,6
<i>Poa pratensis</i> *	1391	106	42,7	8,1
<i>Campanula rotundifolia</i> *	7980	881	46,2	9,4
Ztracený potok				
Vyšeté lesní druhy	Průměrný počet semen v 0,25 g	± SE	Laboratorní klíčivost (%)	± SE
<i>Carex brizoides</i> *	598	10,4	55,5	4,1
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	134	5,4	38,5	5,6
<i>Lysimachia vulgaris</i> *	650	18,1	76,4	4,1
<i>Galeobdolon luteum</i>	92	1	0	0
<i>Glechoma hederacea</i> *	383	13,9	4,4	2
<i>Molinia caerulea</i>	276	11,8	0	0
<i>Circea x intermedia</i>	100	1,4	75,3	3,5
<i>Stellaria nemorum</i> *	1604	138	16,7	1,4
<i>Deschampsia cespitosa</i> *	1133	19,8	77	3,6

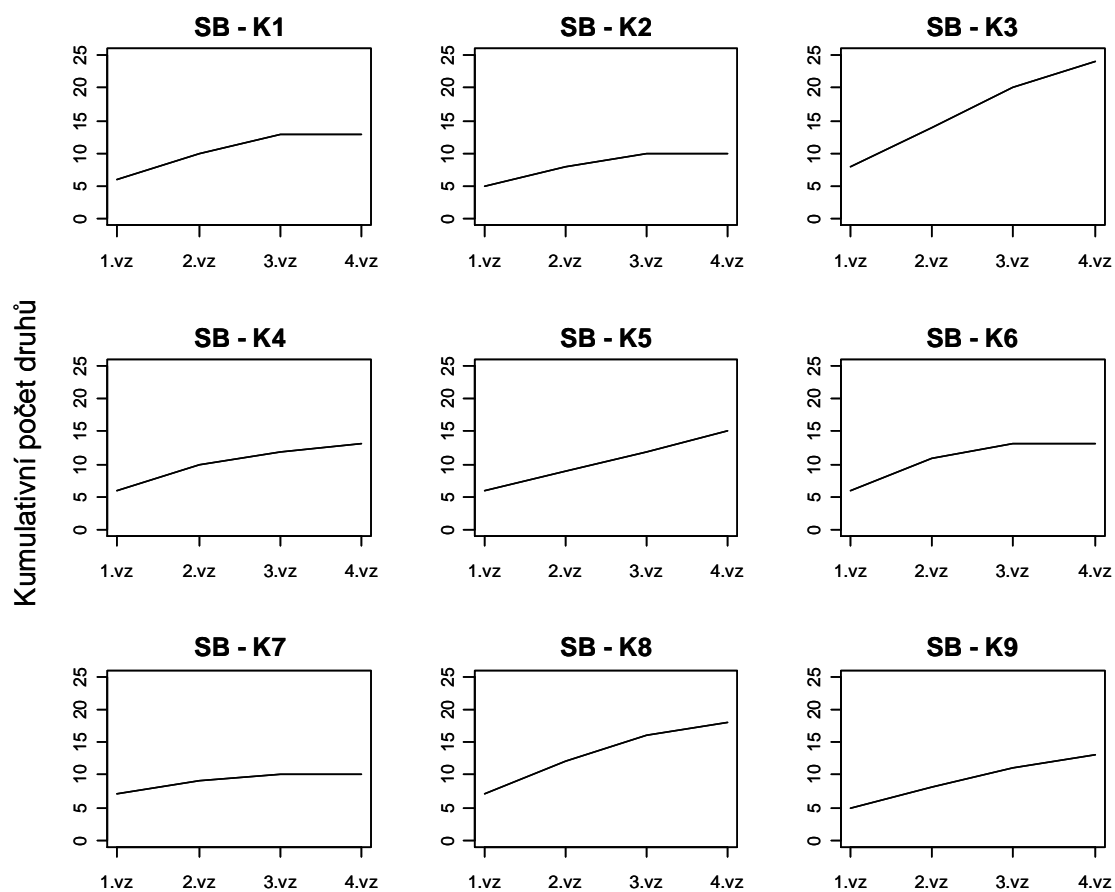
8.2 Příloha 2: Přehled druhů, které se objevily na sledovaných plochách

Tabulka 11: Abecední seznam druhů, které se objevily za celou dobu sledování sekundární sukcese v kontrolních čtvercích na plochách ve Světlé a u Ztraceného potoka, ve vedlejších sloupcích jsou uvedeny zkratky použité v grafech

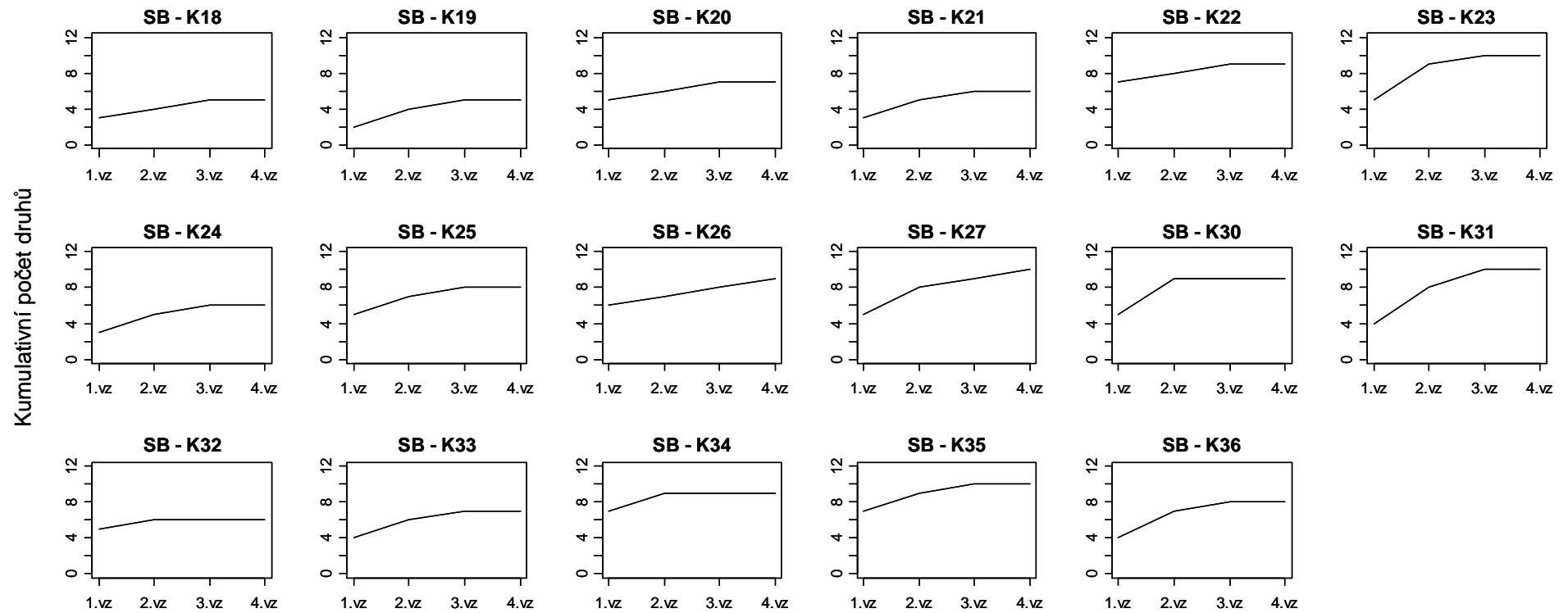
Světlá pod Ještědem					
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Ace pse	<i>Festuca rubra</i>	Fes rub	<i>Prunella vulgaris</i>	Pru vul
<i>Aegopodium podagraria</i>	Aeg pod	<i>Fraxinus excelsior</i>	Fra exc	<i>Quercus robur</i>	Que rob
<i>Alchemilla</i> sp.	Alc sp.	<i>Fragaria moschata</i>	Fra mos	<i>Ranunculus acris</i>	Ran acr
<i>Alnus glutinosa</i>	Aln glu	<i>Galium aparine</i>	Gal apa	<i>Ranunculus repens</i>	Ran rep
<i>Alopecurus pratensis</i>	Alo pra	<i>Galium mollugo</i>	Gal mol	<i>Rubus idaeus</i>	Rub ida
<i>Anemone nemorosa</i>	Ane nem	<i>Geranium robertianum</i>	Ger rob	<i>Rubus</i> sp.	Rub sp.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arr ela	<i>Geum rivale</i>	Geu riv	<i>Rumex acetosa</i>	Rum ace
<i>Artemisia vulgaris</i>	Art vul	<i>Glechoma hederacea</i>	Gle hed	<i>Rumex obtusifolius</i>	Rum obt
<i>Betula pendula</i>	Bet pen	<i>Hieracium</i> sp.	Hie sp.	<i>Salix aurita</i>	Sal aur
<i>Bromus</i> sp.	Bro sp.	<i>Holcus lanatus</i>	Hol lan	<i>Salix caprea</i>	Sal cap
<i>Caltha palustris</i>	Cal pal	<i>Hypericum maculatum</i>	Hyp mac	<i>Sambuccus nigra</i>	Sam nig
<i>Carex digitata</i>	Car dig	<i>Chenopodium polyspermum</i>	Che pol	<i>Solidago canadensis</i>	Sol can
<i>Carex hirta</i>	Car hir	<i>Impatiens parviflora</i>	Imp par	<i>Sonchus arvensis</i>	Son arv
<i>Cerastium arvense</i>	Cer arv	<i>Juncus bufonius</i>	Jun buf	<i>Stachys sylvatica</i>	Sta syl
<i>Cirsium arvense</i>	Cir arv	<i>Juncus effusus</i>	Jun eff	<i>Stellaria graminea</i>	Ste gra
<i>Cirsium palustre</i>	Cir pal	<i>Lathyrus pratensis</i>	Lat pra	<i>Stellaria media</i>	Ste med
<i>Convolvulus arvensis</i>	Con arv	<i>Leontodon hispidus</i>	Leo his	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Ter sp.
<i>Cornus sanguinea</i>	Cor san	<i>Lolium perenne</i>	Lol per	<i>Tilia</i> sp.	Til sp.
<i>Crepis biennis</i>	Cre bie	<i>Lotus corniculatus</i>	Lot cor	<i>Trisetum flavescens</i>	Tri fla
<i>Cruciata laevipes</i>	Cru lae	<i>Luzula campestre</i>	Luz cam	<i>Trifolium pratense</i>	Tri pra
<i>Dactylis glomerata</i>	Dac glo	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Lyc flo	<i>Urtica dioica</i>	Urt dio
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Des ces	<i>Mentha arvensis</i>	Men arv	<i>Veronica arvensis</i>	Ver arv
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Dry fm	<i>Myosotis arvensis</i>	Myo arv	<i>Veronica hederifolia</i>	Ver hed
<i>Epilobium montanum</i>	Epi mon	<i>Phalaris arundinacea</i>	Pha aru	<i>Veronica chamaedrys</i>	Ver cha
<i>Epilobium palustre</i>	Epi pal	<i>Plantago lanceolata</i>	Pla lan	<i>Veronica officinalis</i>	Ver off
<i>Equisetum arvense</i>	Equ arv	<i>Poa pratensis</i> agg.	Poa pr agg.	<i>Vicia cracca</i>	Vic cra
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Eup hel	<i>Poa trivialis</i>	Poa tri	<i>Vicia sepium</i>	Vic sep
<i>Fagus sylvatica</i>	Fag syl	<i>Polygonum arenastrum</i>	Pol are		
<i>Festuca pratensis</i>	Fes pra	<i>Prunus avium</i>	Pru avi		
Ztracený potok					
<i>Acer platanoides</i>	Ace pla	<i>Fraxinus excelsior</i>	Fra exc	<i>Polygonatum verticillatum</i>	Pol ver
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Ace pse	<i>Galeobdolon luteum</i>	Gal lut	<i>Populus tremula</i>	Pop tre
<i>Anemone nemorosa</i>	Ane nem	<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gal tet	<i>Quercus robur</i>	Que rob
<i>Ballota nigra</i>	Bal nig	<i>Galium</i> sp.	Gal sp.	<i>Rubus idaeus</i>	Rub ida
<i>Betula pendula</i>	Bet pen	<i>Holcus lanatus</i>	Hol lan	<i>Rubus</i> sp.	Rub sp.
<i>Bistorta major</i>	Bis maj	<i>Impatiens noli-tangere</i>	Imp not	<i>Salix caprea</i>	Sal cap
<i>Carex brizoides</i>	Car bri	<i>Impatiens parviflora</i>	Imp par	<i>Sonchus palustris</i>	Son pal
<i>Dactylis glomerata</i>	Dac glo	<i>Lamium purpureum</i>	Lam pur	<i>Sorbus aucuparia</i>	Sor auc
<i>Epilobium montanum</i>	Epi mon	<i>Luzula luzuloides</i>	Luz luz	<i>Stellaria media</i>	Ste med
<i>Festuca rubra</i>	Fes rub	<i>Maianthemum bifolium</i>	Mai bif	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Tar sp.
<i>Ficaria verna</i>	Fic ver	<i>Oxalis acetosella</i>	Oxa ace		
<i>Frangula alnus</i>	Fra aln	<i>Poa pratensis</i> agg.	Poa pr agg.		

8.3 Příloha 3: Akumulační křivky druhů obsažených ve čtyřech vzorcích SB

Kumulativní počet druhů ze 4 vzorků SB odebraných ve Světle



Kumulativní počet druhů ze 4 vzorků SB odebraných u Ztraceného potoka



8.4 Příloha 4: Podrobné výsledky analýz

8.4.1 Podíl fluktuantů a stabilních druhů ze SB i okolí

Podíl druhů ze SB ku druhům z okolí:

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL			20	12.4776	
plocha	6	7.0039	14	5.4738	0.3205
cas	1	1.0506	13	4.4232	0.3054
plocha:cas	6	2.9417	7	1.4815	0.8161

Podíl fluktuantů ku všem druhům:

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL			20	29.4008	
plocha	6	5.1479	14	24.2529	0.5250
cas	1	3.6066	13	20.6463	0.0576
plocha:cas	6	10.4731	7	10.1732	0.1061

Podíl fluktuantů z okolí ku všem druhům z okolí:

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL			20	25.6940	
plocha	6	8.9390	14	16.7550	0.1770
cas	1	1.7616	13	14.9934	0.1844
plocha:cas	6	6.4199	7	8.5735	0.3778

8.4.2 Rozdíly v počtu druhů a jejich pokryvnostech mezi okraji a středy ploch

Počet druhů:

Jaro 2008:

```
Error: plocha[spr_01 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 28.7143   4.7857
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr_01 == 1]  1   7.1429   7.1429   1.9608 0.2110
Residuals           6 21.8571   3.6429
```

Podzim 2008:

```
Error: plocha[aut_01 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 16.8571   2.8095
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut_01 == 1]  1   5.7857   5.7857   2.9634 0.1360
Residuals           6 11.7143   1.9524
```

Jaro 2009:

```
Error: plocha[spr_02 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 27.8571   4.6429
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr_02 == 1]  1 14.0000 14.0000   6.4615 0.04396 *
Residuals           6 13.0000   2.1667
```

Podzim 2009:

```
Error: plocha[aut_02 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6      24      4
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut_02 == 1]  1  5.7857  5.7857  2.2091 0.1878
Residuals          6 15.7143  2.6190
```

Jaro 2010 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha[spr_03 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 1.25254 0.20876
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr_03 == 1]  1 0.01559 0.01559  0.1859 0.6815
Residuals          6 0.50324 0.08387
```

Všechny časové řezy dohromady:

```
Error: plocha
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 115.74   19.29
Error: plocha:cas
      Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
cas      4  74.714  18.679  11.895 1.811e-05 ***
Residuals 24  37.686   1.570
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
skupina    1  25.200  25.200   8.0182 0.008192 **
skupina:cas  4   7.514   1.879   0.5977 0.667084
Residuals  30  94.286   3.143
```

Pokryvnost:**Jaro 2008 (zlogaritmováno):**

```
Error: plocha[spr_01 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 13.7013  2.2835
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr_01 == 1]  1 0.24355 0.24355  1.8132 0.2268
Residuals          6
```

Podzim 2008 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha[aut_01 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 2.1846  0.3641
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut_01 == 1]  1 2.4615  2.4615  4.0007 0.0924 .
Residuals          6 3.6916  0.6153
```

Jaro 2009 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha[spr_02 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 12.8392  2.1399
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr_02 == 1]  1 0.00312 0.00312  0.0213 0.8887
Residuals          6 0.87763 0.14627
```

Podzim 2009 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha[aut_02 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 11.0116  1.8353
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut_02 == 1]  1  2.783   2.783  3.0217 0.1328
Residuals          6  5.526   0.921
```

Jaro 2010:

```
Error: plocha[spr_03 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 8727.7  1454.6
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr_03 == 1]  1  604.57  604.57  2.8176 0.1442
Residuals          6 1287.43  214.57
```

Všechny časové řezy dohromady (zlogaritmováno):

```
Error: plocha
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 34.156  5.693
Error: plocha:cas
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
cas      4 31.996  7.999 10.746 3.895e-05 ***
Residuals 24 17.865  0.744
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina    1  4.1680  4.1680  9.9314 0.003669 **
skupina:cas  4  1.9294  0.4824  1.1493 0.352625
Residuals  30 12.5903  0.4197
```

Kumulativní počet druhů:

Po prvním roce (2 časové řezy):

```
Error: plocha[rok.08 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 49.429  8.238
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[rok.08 == 1]  1  8.6429  8.6429  1.797 0.2286
Residuals          6 28.8571  4.8095
```

Po druhém roce (4 časové řezy):

```
Error: plocha[X2.roky == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 1.12864 0.18811
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[X2.roky == 1]  1 0.28437 0.28437  2.6939 0.1518
Residuals          6 0.63337 0.10556
```

Po jaře 2010 (5 časových řezů):

```
Error: plocha[X3.roky == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 1.0044  0.1674
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[X3.roky == 1]  1 0.19655 0.19655  1.8513 0.2225
Residuals          6 0.63701 0.10617
```

8.4.3 Změna půdních poměrů

Půdní charakteristiky:

Suššina:

```
Error: plocha2
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  9 2.20984 0.24554
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
kridlat    1 0.72581 0.72581  2.4177 0.1544
Residuals  9 2.70184 0.30020
```

Výměnné pH:

```
Error: plocha2
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  9 0.95228 0.10581
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
kridlat    1 0.046080 0.046080  3.2094 0.1068
Residuals  9 0.129220 0.014358
```

Půdní pH:

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	0.89250	0.09917		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.020480	0.020480	0.8458	0.3817
Residuals	9	0.217920	0.024213		

Dusík:

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	0.285970	0.031774		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.000414	0.000414	0.0478	0.8318
Residuals	9	0.077988	0.008665		

Uhlík:

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	69.680	7.742		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.2668	0.2668	0.1264	0.7304
Residuals	9	18.9938	2.1104		

Fosfor (zlogaritmováno):

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	4.8657	0.5406		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.00078	0.00078	0.0072	0.9344
Residuals	9	0.98111	0.10901		

Vápník (zlogaritmováno):

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	1.25333	0.13926		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.03990	0.03990	0.5615	0.4728
Residuals	9	0.63950	0.07106		

Hořčík (zlogaritmováno):

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	1.64495	0.18277		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.18711	0.18711	2.2575	0.1672
Residuals	9	0.74596	0.08288		

Draslík (zlogaritmováno):

Error: plocha2

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	9	0.93893	0.10433		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlat	1	0.03133	0.03133	0.3837	0.551
Residuals	9	0.73498	0.08166		

Bioassay:**Počet listů - 1. odečet:**

Analysis of Deviance Table

Model: poisson, link: log

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL			17	7.8935	
plocha	8	4.5276	9	3.3660	0.8067
kridlatka	1	0.9273	8	2.4387	0.3356

Počet listů - 2. odečet:

Analysis of Deviance Table

Model: poisson, link: log

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.	Dev	P(> Chi)
NULL				17		3.9481	
plocha	8	1.0135		9		2.9346	0.9982
kridlatka	1	0.1773		8		2.7573	0.6737

Výška - 1. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	92.340	11.542		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	15.125	15.125	2.0295	0.1921
Residuals	8	59.620	7.453		

Výška - 2. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	816.26	102.03		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	300.94	300.94	3.1168	0.1155
Residuals	8	772.44	96.55		

Výška - 3. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	566.98	70.87		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	62.347	62.347	2.374	0.1619
Residuals	8	210.098	26.262		

Výška - 4. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	2334.13	291.77		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	0.02	0.02	2e-04	0.9879
Residuals	8	651.84	81.48		

Počet ramet - 2. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	76.0	9.5		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	50.00	50.00	3.7736	0.088
Residuals	8	106.00	13.25		

Počet ramet - 3. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	436.44	54.56		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	117.556	117.556	3.1095	0.1159
Residuals	8	302.444	37.806		

Počet ramet - 4. odečet:

Error: plocha

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	8	1408.44	176.06		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
kridlatka	1	320.89	320.89	1.6658	0.2329
Residuals	8	1541.11	192.64		

Hmotnost kořenů (zlogaritmováno):

```
Error: plocha
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  8 1.23909 0.15489
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
kridlatka  1 0.01387 0.01387  0.0619 0.8097
Residuals  8 1.79189 0.22399
```

Hmotnost oddenků:

```
Error: plocha
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  8 1.43492 0.17937
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
kridlatka  1 0.00017 0.00017  0.003 0.9579
Residuals  8 0.47090 0.05886
```

Hmotnost nadzemní biomasy:

```
Error: plocha
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  8 1.32364 0.16545
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
kridlatka  1 0.00396 0.00396  0.0372 0.8519
Residuals  8 0.85138 0.10642
```

Celková hmotnost biomasy (zlogaritmováno):

```
Error: plocha
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  8 1.68852 0.21107
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
kridlatka  1 0.03771 0.03771  0.1931 0.672
Residuals  8 1.56264 0.19533
```

8.4.4 Vliv dosévání druhů

Podíl vysetých druhů:

Jaro 2008:

```
Error: plocha.Sv[spr.2 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.10050 0.01675
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr.2 == 1]  1 0.043181 0.043181  6.8572 0.03966 *
Residuals          6 0.037783 0.006297
```

Podzim 2008 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[aut.2 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.043796 0.007299
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut.2 == 1]  1 0.065936 0.065936  8.7531 0.02533 *
Residuals          6 0.045197 0.007533
```

Jaro 2009 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[spr.3 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.0300708 0.0050118
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr.3 == 1]  1 0.074285 0.074285 26.640 0.002092 **
Residuals          6 0.016731 0.002789
```


Podzim 2009 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[aut.3 == 1]
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.0302829 0.0050471
Error: Within
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut.3 == 1] 1 0.093464 0.093464  7.355 0.03501 *
Residuals          6 0.076246 0.012708
```

Jaro 2010:

```
Error: plocha.Sv[spr.4 == 1]
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.0255492 0.0042582
Error: Within
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr.4 == 1] 1 0.100575 0.100575  5.1541 0.06364 .
Residuals          6 0.117081 0.019513
```

Všechny časové řezy dohromady:

```
Error: plocha.Sv
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.18324 0.03054
Error: plocha.Sv: cas
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
cas      4 0.088832 0.022208  3.9576 0.01322 *
Residuals 24 0.134678 0.005612
Error: Within
      Df      Sum Sq      Mean Sq F value Pr(>F)
skupina      1 0.53507 0.53507 39.0636 6.945e-07 ***
skupina:cas   4 0.02292 0.00573  0.4182  0.7941
Residuals    30 0.41092 0.01370
```

Počet vyšetřých druhů:**Jaro 2008 (odstraněna plocha S-D):**

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.	Dev	P(> Chi)
NULL				11	13.0975		
plocha[spr.2 == 1][-c(4, 11)]	5	8.1082		6	4.9892		0.1504
skupina[spr.2 == 1][-c(4, 11)]	1	2.2030		5	2.7862		0.1377

Podzim 2008 (odstraněna plocha S-A):

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.	Dev	P(> Chi)
NULL				11	24.8658		
plocha[spr.3 == 1][-c(1, 8)]	5	3.6058		6	21.2600		0.6074
skupina[spr.3 == 1][-c(1, 8)]	1	19.9928		5	1.2672		7.773e-06

Jaro 2009 (odstraněna plocha S-F):

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.	Dev	P(> Chi)
NULL				11	11.8468		
plocha[spr.4 == 1][-c(6, 13)]	5	3.6480		6	8.1988		0.6011
skupina[spr.4 == 1][-c(6, 13)]	1	5.2516		5	2.9473		0.0219

Podzim 2009 (odstraněny plochy S-D a S-F):

Analysis of Deviance Table
Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid.	Dev	P(> Chi)
NULL				9	18.3933		
plocha[aut.2 == 1][-c(4, 6, 11, 13)]	4	11.7803		5	6.6130		0.0191
skupina[aut.2 == 1][-c(4, 6, 11, 13)]	1	5.6019		4	1.0111		0.0179
NULL							

Jaro 2010 (odstraněna plocha S-A):

Analysis of Deviance Table

Model: binomial, link: logit

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	P(> Chi)
NULL				11	17.6910	
plocha[aut.3 == 1][-c(1, 8)]	5	2.4790		6	15.2120	0.7796
skupina[aut.3 == 1][-c(1, 8)]	1	13.7875		5	1.4244	0.0002

Všechny časové řezy dohromady (zlogaritmováno):

Error: plocha.Sv

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	6	1.80435	0.30073		

Error: plocha.Sv:cas

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
cas	4	0.84488	0.21122	2.2003	0.09934 .
Residuals	24	2.30386	0.09599		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
skupina	1	6.6838	6.6838	45.6013	1.737e-07 ***
skupina:cas	4	0.2076	0.0519	0.3541	0.8391
Residuals	30	4.3971	0.1466		

Počet druhů:**Jaro 2008:**

Error: plocha.Sv[spr.2 == 1]

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	6	394.71	65.79		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
skupina[spr.2 == 1]	1	14.000	14.000	0.866	0.388
Residuals	6	97.000	16.167		

Podzim 2008 (zlogaritmováno):

Error: plocha.Sv[aut.2 == 1]

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	6	1.07900	0.17983		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
skupina[aut.2 == 1]	1	0.151459	0.151459	3.3737	0.1159
Residuals	6	0.269365	0.044894		

Jaro 2009 (zlogaritmováno):

Error: plocha.Sv[spr.3 == 1]

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	6	0.307658	0.051276		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
skupina[spr.3 == 1]	1	0.216300	0.216300	11.193	0.01550 *
Residuals	6	0.115946	0.019324		

Podzim 2009 (zlogaritmováno):

Error: plocha.Sv[aut.3 == 1]

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	6	0.171968	0.028661		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
skupina[aut.3 == 1]	1	0.013836	0.013836	0.3018	0.6026
Residuals	6	0.275029	0.045838		

Jaro 2010 (zlogaritmováno):

Error: plocha.Sv[spr.4 == 1]

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Residuals	6	0.189571	0.031595		

Error: Within

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
skupina[spr.4 == 1]	1	0.125272	0.125272	5.1706	0.06333 .
Residuals	6	0.145368	0.024228		

Všechny časové řezy dohromady (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 1.70345  0.28391
Error: plocha.Sv:cas
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
cas      4  0.26763  0.06691   1.1783  0.3453
Residuals 24 1.36275  0.05678
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina  1  0.46215  0.46215  11.3092 0.002120 **
skupina:cas  4  0.08247  0.02062   0.5045  0.732684
Residuals  30 1.22596  0.04087
```

Celková pokryvnost:**Jaro 2008 (zlogaritmováno):**

```
Error: plocha.Sv[spr.2 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 5.5234  0.9206
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr.2 == 1]  1  0.68989  0.68989   2.0989 0.1976
Residuals           6 1.97218  0.32870
```

Podzim 2008 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[aut.2 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 2.17409  0.36235
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut.2 == 1]  1  0.25091  0.25091   4.305 0.08333 .
Residuals           6  0.34970  0.05828
```

Jaro 2009 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[spr.3 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 2.01704  0.33617
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr.3 == 1]  1  0.011928  0.011928   0.4543 0.5254
Residuals           6  0.157528  0.026255
```

Podzim 2009 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[aut.3 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 2.0310  0.3385
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[aut.3 == 1]  1  0.08038  0.08038   0.9745 0.3617
Residuals           6  0.49487  0.08248
```

Jaro 2010 (zlogaritmováno):

```
Error: plocha.Sv[spr.4 == 1]
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 0.59291  0.09882
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina[spr.4 == 1]  1  0.27421  0.27421   4.5491 0.0769 .
Residuals           6  0.36167  0.06028
```

Všechny časové řezy dohromady:

```
Error: plocha.Sv
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
Residuals  6 13286.3 2214.4
Error: plocha.Sv:cas
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
cas      4  6612.9  1653.2   3.9456 0.01339 *
Residuals 24 10056.1  419.0
Error: Within
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
skupina  1 1934.6  1934.6  10.5162 0.002899 **
skupina:cas  4  311.4    77.8   0.4231 0.790669
Residuals  30 5519.0  184.0
```